

Gewässergütebericht 2000/2001/2002



MECKLENBURG-VORPOMMERN

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie

Herausgeber:

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Goldberger Str. 12, 18273 Güstrow
Telefon: (03843) 777-0
Fax: (03843) 777-106

Erarbeitet von:

Dr. Alexander Bachor
Roswitha Kolbe
Dr. Jürgen Mathes
Mario von Weber

unter Mitarbeit von:

Dr. Marina Carstens
Ulrike Doege
Hans Dumrath
Dr. Michael Gluschke
Stefan Klitzsch
Rick-Arne Kollatsch
Ilona Korczynski
Gabriele Krauß
Jörg Müller
Dr. Burkhard Neumann
Marianne Schenk
Christine Schöppe
Dr. Christine Wehebrink

Beteiligte Untersuchungseinrichtungen:

siehe Anlage 1 der beigefügten CD-ROM

Zu zitieren als:

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002:
Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers
in Mecklenburg-Vorpommern, Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern

ISSN:

1860-3920 (Heft + CD)
1866-4072 (CD separat)

Titelbild:

Brebobach bei Buddenhagen (Ostvorpommern)

Herstellung und Druck:

Kiebu-Druck GmbH, Ziegelhof 27, 17489 Greifswald

Inhalt gedruckt auf 100 % chlorfrei gebleichtem Papier

Einzelpreis: 10,00 €

Güstrow im Dezember 2004

Gewässergütebericht

2000/2001/2002

Ergebnisse der Güteüberwachung
der Fließ-, Stand- und Küstengewässer
und des Grundwassers
in Mecklenburg-Vorpommern

Vorwort

Ökologisch gesunde Gewässer sind die Grundvoraussetzung für einen stabilen und intakten Naturhaushalt. In diesem Sinne gilt es auch, eine breite Öffentlichkeit über den Zustand unserer Gewässer zu informieren. Diesem Anliegen möchte das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie mit dem nunmehr vorliegenden Gewässergütebericht 2000/2001/2002 entsprechen. Es legt eine neuerliche Übersicht zur Situation der Gewässergüte in Mecklenburg-Vorpommern vor. Der Auswertungszeitraum wurde um ein Jahr erweitert und umfasst nunmehr drei Untersuchungsjahre.

Wie in den Gewässergüteberichten der Vorjahre werden die Daten zur Wasserbeschaffenheit der oberirdischen Gewässer und des Grundwassers ausführlich dokumentiert, bewertet und räumliche wie zeitliche Veränderungen herausgestellt. Die bewährte Gliederung des Berichtes wurde beibehalten. Den vier Hauptkapiteln zur Wasserbeschaffenheit der Fließ-, Stand- und Küstengewässer sowie des Grundwassers sind Angaben zur Meteorologie und Hydrologie der betrachteten drei Jahre sowie zu den Messnetzen und Messprogrammen der Gewässerüberwachung vorangestellt. Neu hinzugekommen ist eine deutsch- und englischsprachige Zusammenfassung. Der Bericht und der sehr umfangreiche Anlagenteil soll insbesondere den zuständigen Umweltbehörden als Grundlage und Hilfsmittel für die Planung und Durchführung von Maßnahmen zum Gewässerschutz dienen. Darüber hinaus werden Informationen und Daten zur Gewässergüte in Mecklenburg-Vorpommern einem breiten Kreis von Interessenten zugänglich gemacht.

Erfreulicherweise können in dem nunmehr neunten Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommerns weitere Verbesserungen in der chemischen Beschaffenheit der Gewässer des Landes konstatiert werden. Diese beziehen sich in erster Linie auf die Fließgewässer, in denen Maßnahmen zur Verringerung der anthropogenen Belastung wesentlich schneller wirksam werden als in Standgewässern und im Grundwasser. Einige Seen und Küstengewässer weisen ebenfalls Verbesserungen der Wasserbeschaffenheit auf, die

den Erfolg von Sanierungen und des konsequenten Ausbaus von Abwasserbehandlungsanlagen dokumentieren. Die Datenauswertungen widerspiegeln aber auch die anhaltenden Defizite, insbesondere zu hohe Belastungen mit Stickstoff. Hier entspricht der Zustand der oberirdischen Gewässer und des Grundwassers in weiten Teilen noch nicht den Zielvorstellungen. Auch in Mecklenburg-Vorpommern werden die zukünftig zu erreichenden Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie große Anstrengungen erfordern. Die Wasserrahmenrichtlinie betrachtet die Gewässer erstmals als ganzheitliches Ökosystem und schreibt für die Einschätzung ihres Zustandes eine leitbildorientierte ökologische Bewertung vor.

Zum Stand der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern wird im vorliegenden Gewässergütebericht ein kurzer Sachstandsbericht gegeben. Eine Umgestaltung und Anpassung der jetzigen Überwachungsprogramme an die Forderungen der WRRL zur Dokumentation des ökologischen und chemischen Zustandes der Gewässer wird unumgänglich. Dem werden auch künftige Gewässergüteberichte des Landes Rechnung tragen müssen.



Prof. Dr. Wolfgang Methling
Umweltminister Mecklenburg-Vorpommern

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung / Summary	6
2	Allgemeines	11
2.1	Meteorologisch-hydrologische Verhältnisse	11
2.1.1	Lufttemperatur	11
2.1.2	Sonnenscheindauer	14
2.1.3	Niederschlag	14
2.1.4	Abflüsse	16
2.2	Messnetze und Messprogramme zur Güteüberwachung der Gewässer	19
2.2.1	Fließgewässer	19
2.2.2	Standgewässer	20
2.2.3	Küstengewässer	21
2.2.4	Grundwasser	22
3	Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer	23
3.1	Sauerstoffhaushalt und organische Belastung	23
3.2	Klassifikation der Nährstoffe nach LAWA-Richtlinie	27
3.2.1	Orthophosphat-Phosphor und Gesamt-Phosphor	27
3.2.2	Ammonium-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff	30
3.2.3	Nitrat-Stickstoff und Gesamt-Stickstoff	33
3.3	Biologische Untersuchungen	36
3.3.1	Chlorophyll-a und Phytoplanktonbiomasse	36
3.3.2	Saprobiologische Untersuchungen	39
3.4	Schadstoffe im Wasser, Schwebstoff und Sediment	41
3.4.1	Schwermetalle und Arsen im Wasser	41
3.4.2	Schwermetalle und Arsen im Schwebstoff	44
3.4.3	Schwermetalle und Arsen im Sediment	48
3.4.4	Organische Spurenstoffe im Wasser	48
3.5	Zusammenfassung	55
4	Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer	56
4.1	Allgemeines	56
4.2	Untersuchungen zur Trophiesituation	57
4.2.1	Zusammenstellung der untersuchten Seen	57
4.2.2	Ergebnisse der Trophieklassifizierung	58
4.2.3	Entwicklung der Trophiesituation	62
4.3	Das Programm zur Ersterfassung der Kleinseen (1 – 10 ha)	67
4.3.1	Untersuchungsprogramm	67
4.3.2	Beschreibung ausgewählter Seen	67
4.4	Aktueller Stand der Tiefenvermessungen	70
4.5	Arbeiten zur Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie der EU	73
4.5.1	Klassifizierung der Seen nach Seentypen	73
4.5.2	Erste Untersuchungen zu richtlinienrelevanten Organismengruppen	74
4.5.3	Interkalibrierung	74
4.6	Ausblick	76

5	Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer	77
5.1	Hydrographisch-chemische Untersuchungen	77
5.1.1	Wassertemperatur, Salzgehalt und Sauerstoff	77
5.1.2	Nährstoffe	85
5.2	Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit	88
5.3	Biologische Untersuchungen	91
5.3.1	Phytoplankton	91
5.3.2	Makrophytobenthos	99
5.3.3	Makrozoobenthos	104
5.4	Schadstoffuntersuchungen	111
5.4.1	Schwermetalle und Arsen im Wasser	111
5.4.2	Schwermetalle und Arsen im Schwebstoff	111
5.4.3	Schwermetalle und Arsen im Sediment	112
5.4.4	Schwermetalle und Arsen in Muscheln	114
5.4.5	Organische Schadstoffe im Wasser	116
5.4.6	Organische Schadstoffe im Schwebstoff	117
5.4.7	Organische Schadstoffe im Sediment	118
5.4.8	Organische Schadstoffe in Muscheln	119
5.5	Qualitätssicherung im Küstenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern	123
5.6	Zusammenfassung	124
6	Die Beschaffenheit des Grundwassers	126
6.1	Chemisch-physikalische Parameter	126
6.1.1	Vorortparameter	126
6.1.2	Hauptinhaltsstoffe	127
6.1.3	Anorganische Spurenstoffe	135
6.1.4	Stickstoffverbindungen und Phosphat	135
6.1.5	Pflanzenschutzmittel und LHKW	141
6.2	Messstellenbewertung	143
6.3	Zusammenfassung	145
7	Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie – Ziele, Umsetzung und Organisation	146
7.1	Ziele	146
7.2	Umsetzung	147
7.3	Organisation	148
8	Literatur	151
9	Anlagenverzeichnis	157

Anlagen (auf CD-ROM)

A.1	Untersuchungseinrichtungen
A.2	Messnetze und Messprogramme
A.3	Anlagen zu Fließgewässer-Kapitel
A.4	Anlagen zu Standgewässer-Kapitel
A.5	Anlagen zu Küstengewässer-Kapitel
A.6	Anlagen zu Grundwasser-Kapitel

1 Zusammenfassung

Der vorliegende Gewässergütebericht enthält eine zusammenfassende Dokumentation und Bewertung der Ergebnisse der Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern für die Untersuchungsjahre 2000, 2001 und 2002. In vier Hauptkapiteln wird die Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern sowie die Wasserbeschaffenheit des Grundwasser behandelt.

Die Wasserbeschaffenheit der **Fließgewässer** Mecklenburg-Vorpommerns hat sich weiter verbessert. Bezüglich des Merkmalskomplexes „Sauerstoffhaushalt und organische Belastung“ entsprachen im Berichtszeitraum rund 80 % der untersuchten Gewässer der gewässerpolitischen Zielstellung des Landes. Sehr differenziert zeigt sich weiterhin die Belastung mit Nährstoffen. Während beim Phosphor und beim Ammonium der abnehmende Trend weiter anhält, ist dies beim Nitrat nicht der Fall. Für Orthophosphat wurde die Zielstellung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) in rund 80 % und für Ammonium in rund 60 % der Gewässer eingehalten. Damit konnte dieser Anteil für beide Nährstoffverbindungen in den letzten Jahren mehr als verdoppelt werden, was im Wesentlichen auf den Kläranlagenausbau zurückzuführen ist. Beim Nitrat wurde die Zielvorgabe der LAWA im Berichtszeitraum dagegen nur in rund 20 % der Fließgewässer des Landes eingehalten.

Die in den langsam fließenden und rückgestauten Fließgewässern ermittelten Chlorophyll-a-Konzentrationen, die man als Maß für die Phytoplanktonbiomasse ansehen kann, zeigen in den Flüssen Warnow, Peene und Elde eine abnehmende Tendenz. Gleichzeitig ist in diesen Gewässern auch eine Verbesserung der Lichtverhältnisse festzustellen.

Wie in den Vorjahren wurde neben allgemeinen Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit auch eine Vielzahl von Wasserschadstoffen untersucht. Diese Untersuchungen fanden in den Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment statt. Die Schwermetallbelastung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns liegt deutlich unter der Belastung benachbarter Flussgebiete, wie der Elbe und Oder. Dies ist auf eine geringe Besiedlungsdichte, einen geringen Grad der Industrialisierung und auf eine andere geologische Grundbelastung in Mecklenburg-Vorpommern zurückzuführen. Die Zielvorgaben der LAWA wurden in den untersuchten Gewässern zumeist eingehalten. Zu Überschreitungen kam es hauptsächlich bei Zink, teilweise bei Cadmium und nur vereinzelt bei Kupfer und Chrom.

Von der Vielzahl organischer Industriechemikalien wurden in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns nur einige leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW) nachgewiesen. Als Ursache konnte dabei oft eine Beeinflussung durch kontaminierte Altlastflächen, z.B. im Bereich ehemaliger Textilreinigungsbetriebe, ausgemacht werden. Nach begonnenen Sanierungsmaßnahmen, ist eine stark rückläu-

fige Entwicklung der LHKW-Belastung in betroffenen Gewässern, wie der Nebel und Warnow, festzustellen.

Ein verbreitetes Problem stellen Einträge von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in die Gewässer dar. Von den untersuchten etwa 80 Wirkstoffen wurden in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns mehr als die Hälfte nachgewiesen. Allerdings lagen die Konzentrationen überwiegend unterhalb des Trinkwassergrenzwertes von $0,1 \mu\text{g/l}$. Für einige Wirkstoffe (z.B. Isoproturon, Chlortoluron, Terbutylazin) kam es im Betrachtungszeitraum wiederholt zu Überschreitungen der Zielvorgaben der LAWA. Generell konnte gegenüber den Untersuchungsergebnissen Mitte der 1990er Jahre eine rückläufige Entwicklung der Befundhäufigkeit und -höhe festgestellt werden. In einzelnen kleineren Flussgebieten setzte infolge einer verstärkten Kontrolle der Landwirte durch Mitarbeiter des Landespflanzenschutzamtes ein deutlicher Rückgang bei den PSM-Befunden in den betroffenen Gewässern ein. Neben anwendungsbedingten PSM-Einträgen wurde in einem Fall auch eine Beeinflussung durch eine kontaminierte Altlastfläche im Bereich eines ehemaligen Agrochemischen Zentrums (ACZ) nachgewiesen.

Im Rahmen der **Seen**untersuchungen sind mit Stand 2002 mehr als 90 % der gesamten Seenfläche des Landes untersucht und vermessen worden. Da zunächst hauptsächlich die größeren Seen untersucht wurden, lag im Berichtszeitraum der Schwerpunkt auf der Ersterfassung von Kleinsen. Dies sind Seen mit einer Seeflächen von 1 bis 10 ha. Erstmals seit Beginn der LAWA-Klassifizierung (1995) konnte ein Seen in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2000 in die Trophieklasse „oligotroph“ eingestuft werden. Es handelt sich um den Schmalen Luzin, dessen Zustandsverbesserung auf die im gleichen Jahr abgeschlossene Restaurierungsmaßnahme zurückzuführen war. Im Jahr 2002 konnten zwei weitere Seen im Landkreis Neustrelitz, der Große Bodensee und der Große Keetzsee, ebenfalls als oligotroph klassifiziert werden. Andererseits wurden im Untersuchungszeitraum aber auch wieder 27 Seen, bzw. Seeteile mit einer hypertrophen Beschaffenheit erfasst, die eine außergewöhnliche Belastungssituation der Gewässer signalisiert. Ähnlich wie in den Vorjahren musste der größte Teil der untersuchten Seen den Trophieklassen eutroph und polytroph zugeordnet werden. Somit lag das Trophieniveau der erfassten Standgewässer teilweise weit über ihrem potenziell natürlichen Zustand.

Auch für den Untersuchungszeitraum 2000 bis 2002 ergaben sich, wie in den Vorjahren, deutlich höhere Trophielagen bei den ungeschichteten Gewässern, während die tieferen geschichteten Seen zum großen Teil eine geringere Trophie aufwiesen. Alle flachen, bis zum Gewässergrund durchmischten Seen sind hypertroph. Dagegen wurde kein oligotropher und nur wenige mesotrophe Seen bzw. See-

teile registriert, die ungeschichtet waren. Die oligotrophen und mesotrophen Seen liegen meist in relativ dünn besiedelten und waldreichen Landesteilen, die in der Regel landschafts- bzw. naturgeschützt sind. Die hypertrophen Seen befinden sich alle in der Nähe oder innerhalb von Siedlungsflächen.

Bei der Auswertung langjähriger Untersuchungsreihen, ließen sich aus den meisten der vorliegenden Datensätze keine Änderungen der Wasserbeschaffenheit ableiten. In vielen Seen treten nach wie vor sommerliche Massenentwicklungen von Cyanobakterien und weitere der bekannten trophiebedingten Probleme auf. Bei einigen Standgewässern zeichnet sich inzwischen aber ein allmählicher Trend zur Verbesserung der Trophiesituation ab, der im Vergleich zu den gleichzeitig festgestellten Verschlechterungen in anderen Seen überwiegt. Abgesehen davon und dem Nachweis oligotropher Seen gibt es inzwischen weitere Signale, die Anlass zu vorsichtigem Optimismus geben, was die allgemeine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Seen im Land betrifft. Dazu zählt beispielsweise die Ausbreitung von Eiszeireliktkrebsen im Feldberger Seengebiet.

Die Gründe für die Verbesserung der Trophiesituation in den betreffenden Seen liegen vor allem im Rückgang der Belastungen aus den Einzugsgebieten seit Beginn der 1990er Jahre, auf den zuerst die Seen mit relativ geringer interner Belastung und noch intaktem Selbstreinigungsvermögen reagieren. Besonders augenscheinlich aber sind Qualitätsverbesserungen in Seen, in denen gezielt seentherapeutische Maßnahmen durchgeführt worden sind. Die Seen mit großem und landwirtschaftlich intensiv genutztem Einzugsgebiet zeigen hingegen bisher noch keine Reaktion. Bei zunehmender diffuser Belastung treten sogar Verschlechterungen der Beschaffenheitskriterien auf.

Die inneren **Küstengewässer** besitzen nach wie vor ein sehr hohes Eutrophierungspotenzial. Die sich seit 1995 andeutende Tendenz zur Verbesserung stabilisierte sich in den Jahren 2000 bis 2002. In den äußeren Küstengewässern trat wieder eine leichte Verschlechterung der Trophiesituation ein. Regelmäßig im Spätsommer und Herbst sind die Lübecker und die westliche Mecklenburger Bucht von Sauerstoffmangel betroffen. Auch im Zeitraum 2000 bis 2002 wurden hier in Grundnähe wieder kritische Sauerstoffgehalte gemessen, wobei vor allem das sehr warme Jahr 2002 problematisch war. Der Sommer 2002 war im Bereich der südlichen Ostsee der zweitwärmste seit 1890. Die warme und windstille Wetterlage, die hohen Nährstoffeinträge und die intensive thermohaline Schichtung führten im August und September 2002 zu einer ausgeprägten Sauerstoffmangelsituation in der gesamten westlichen Ostsee. In Grundnähe wurden in allen drei Jahren kleinere Salzwassereinströme in den Sommer- und Herbstmonaten nachgewiesen, die jedoch in der Regel nur bis zur Darßer Schwelle vordrangen und nicht zu einer ausreichenden „Belüftung“ der tieferen Becken der Ostsee führten.

Für die Belastung der Küstengewässer mit Nährstoffen ist

das Abflussgeschehen von außerordentlicher Bedeutung, da nicht nur Stickstoff sondern zunehmend auch Phosphor diffus eingetragen werden. Besonders das Jahr 2002 war infolge von extrem hohen Niederschlägen und dementsprechend hohen Abflussmengen durch erhöhte Phosphor- und Stickstoffeinträge gekennzeichnet. Die höchsten Nährstoffkonzentrationen wurden in den Flussmündungsgebieten von Warnow, Peene und Oder gemessen. Bei den Phosphatkonzentrationen ist in allen Küstengewässern seit Anfang der 1990er Jahre eine Verringerung zu beobachten, etwa seit 1997 wurde eine Stabilisierung auf niedrigerem Niveau registriert. Im Berichtszeitraum nahmen die Konzentrationen wieder leicht zu. Die Ursachen sind in erhöhten landseitigen Phosphateinträgen, vermutlich aber auch in der Remobilisierung von Phosphat aus den Sedimenten zu suchen. Im Gegensatz zum Phosphor sind die Nitratkonzentrationen sehr eng mit dem Abflussgeschehen verbunden. Das Jahr 2002 war sehr niederschlagsreich und nahm dadurch, nach 1980 und 1981, die dritte Stelle der Nassjahre seit 1951 ein. Das hatte zur Folge, dass 2002 etwa doppelt soviel Stickstoff in die Küstengewässer gelangte wie in den beiden Vorjahren.

In den Jahren 2000 bis 2002 wurden in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern insbesondere in den Winter- und Frühjahrsmonaten lokal außergewöhnliche Phänomene hinsichtlich der Phytoplanktonentwicklung beobachtet. Besonders bemerkenswert ist die bereits in den Monaten Januar und Februar beginnende und bis in das Frühjahr anhaltende intensive Entwicklung von Cryptoflagellaten in den östlichen Seegebieten. Langjährig beobachtete Aspektwechsel blieben aus oder zeigten sich zeitlich stark verschoben. Die Sommermonate waren zeitweise und lokal geprägt von intensivem Blaualgenwachstum, wobei die östlichen Seegebiete der Küstenregion verstärkt betroffen waren.

Die Besiedlung durch Bodenpflanzen (Makrophyten) war im Berichtszeitraum normal ausgeprägt. Schwankungen der Artenzahlen und der Bestände waren im Wesentlichen auf natürliche Ursachen zurückzuführen. Dagegen ist für die Bodentierlebensgemeinschaften (Makrozoobenthos) im Berichtszeitraum eine Tendenz zur Verschlechterung der Lebensbedingungen in der westlichen Ostsee festzustellen. Die lang andauernde und intensive Sauerstoffmangelsituation im Jahr 2002 führte in der Mecklenburger Bucht zu einem großflächigen Benthossterben in den Bodenbereichen tiefer als 20 m, das nur ganz wenige resistente Tierarten überlebten. Dadurch nahm die Zahl der nachgewiesenen Arten ab. Dagegen wurden in 10 und 15 m Tiefe stabile Tiergemeinschaften angetroffen, da hier kein Sauerstoffmangel auftrat.

Sedimentbefunde geben einen guten Überblick über die Belastung der Gewässer durch Schwermetalle und persistente organische Schadstoffe. Die höchsten Schadstoffbelastungen waren in den Sedimenten aus dem Kleinen Haff, dem westlichen Teil des Oderästuares, und der Unter-

warnow zu verzeichnen. Schadstoffanreicherungen wiesen darüber hinaus auch Sedimentproben aus Häfen auf. Insbesondere Kupfer und Tributylzinn (TBT) war in Hafenschlickproben deutlich angereichert, was auf die Anwendung von Antifoulinganstrichstoffen in der Berufs- und Sportbootschiffahrt zurückzuführen ist. Sowohl Kupfer als auch TBT sind in Antifoulingmitteln enthalten. Eine sehr geringe Schadstoffbelastung ist in weiten Teilen der vorpommerschen Bodden festzustellen. Hier wiesen die Sedimente nur geringe Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen auf. Belastungsunterschiede waren auch bei den untersuchten Muscheln aus verschiedenen Küstenregionen nachzuweisen. Insbesondere die DDT- und PCB-Gehalte der Muscheln an Standorten in der Nähe von Häfen und Werften waren deutlich höher als die der äußeren Küstengewässer.

Die Beschaffenheit des **Grundwassers** wurde im Berichtszeitraum an 130 Messstellen untersucht, 86 davon repräsentieren den oberflächennahen Grundwasserleiter. An ausgewählten Messstellen wurden neben allgemeinen Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit auch Schwermetalle und Pflanzenschutzmittel untersucht. Zusätzlich wurden 173 Messstellen des Sondermessnetzes „Kies“ in die Auswertung zur Nitratbelastung oberflächennaher Grundwasserleiter einbezogen.

Die oberflächennahen Grundwasserleiter zeigten an ca. 60 % der untersuchten Messstellen Hinweise auf anthropogene Belastung, wobei die Einflüsse aus der Landwirtschaft überwiegen. Mehr als 70 % der Messstellen liegen in landwirtschaftlich geprägtem Gebiet. Auffallend ist die teilweise extrem hohe Nitratbelastung. An einigen oberflächennahen Messstellen wurden Rückstände von Pflanzenschutzmitteln festgestellt. Mehrere Messstellen fallen dabei durch wiederholte PSM-Funde in relativ hoher Konzentration auf. Die tieferen, durch bindige Deckschichten geschützten Grundwasserleiter wiesen demgegenüber keine anthropogenen Belastungen auf. Grenzwertüberschreitungen wurden in nennenswerter Größenordnung nur bei Eisen und Mangan festgestellt. Diese liegen jedoch im Bereich der natürlichen Hintergrundwerte und sind geogen bedingt.

Die Einschätzung der Belastungssituation der einzelnen Grundwassermessstellen wurde nach den Bewertungsgrundlagen vorgenommen, die für das Land Mecklenburg-Vorpommern auf der Basis der aus mehreren Jahrzehnten vorliegenden Grundwasseranalysen erarbeitet wurden. Zusätzlich wurden die Grundwässer einer Klassifizierung nach JAHNKE (1999) unterzogen, anhand derer sich die Stellung der betrachteten Grundwasserkörper im Infiltrationszyklus ableiten sowie anthropogene Einflüsse und Salzwasserbeeinflussungen erkennen lassen. Die Sicherheit der vorgenommenen Einschätzung der einzelnen Grundwassermessstellen hinsichtlich der anthropogenen und natürlichen Belastung konnte durch die Kombination der beiden Bewertungsgrundlagen weiter erhöht werden.

Summary

This water quality report contains a summarized documentation and an assessment of the outcome of water monitoring in Mecklenburg-Western Pomerania for the years 2000, 2001, and 2002. Four main chapters discuss the water quality in rivers, lakes and coastal waters as well as the quality of the ground water.

The river water quality in Mecklenburg-Western Pomerania has continued to improve. Based on the composite "organic pollution and oxygen balance," 80% of the waters tested corresponded with the water policy aims of the region during the time period this report was being compiled. On the other hand nutrient levels are still a matter of concern. While phosphorus and ammonium concentrations continue to decrease, this is not the case with nitrate. The aims set by the Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) for orthophosphate were met in about 80% of the rivers, and for ammonium in about 60% of the waters investigated. Therefore the situation has improved for these two nutrient compounds as the percentage of monitored rivers which meet the aim could be more than doubled over the last few years, which in essence can be attributed to the expansion of sewage treatment plants. However, the aim for nitrate was only reached in about 20% of the rivers monitored in the time period 2000 to 2001.

The concentrations of the plant pigment chlorophyll a, an indicator of phytoplankton biomass, were determined in the larger, slowly flowing rivers Warnow, Peene and Elde. Chlorophyll a concentrations showed a downward tendency in these rivers. At the same time these waters have shown an improvement in light transmission properties. As in the previous years, general water quality parameters were examined as well as a multitude of water pollutants. Analyses were carried out in water, suspended matter and sediment. Heavy metal concentrations measured in the water lay at a significantly lower level than in neighboring river basins, such as in the Elbe and Oder Rivers and their tributaries. This can be attributed to the low population density, a low level of industrialization and to different geological background values in Mecklenburg-Western Pomerania. Mostly, the LAWA quality aims were met in the waters under examination. However, if waters failed to meet the targets, this was mainly due to zinc and in some cases also to cadmium. Very rarely, copper and chrome also failed to meet the quality targets set by the LAWA.

From the multitude of organic industrial chemicals in the waters of Mecklenburg-Western Pomerania, only a small number of slightly volatile halogenated hydrocarbons (LHKW) were detected. These often originated from contaminated sites, for example around the area of former textile cleaning operations. A strong decline in the occurrence of LHKW pollutants in the affected rivers, like the Nebel and Warnow, was observed after clean-up measures were started in these areas.

Pesticides in the waters are a widespread problem. More than 50 % of about 80 different substances were found in the rivers that were investigated in Mecklenburg-Western Pomerania. However, the concentrations lay predominantly below the upper limit of 0.1 µg/l set for drinking water. Some substances (for example isoproturon, chlortoluron and terbutylazine) repeatedly failed to meet the LAWA quality standards during the observation period. In contrast to the results of the mid 1990s, a general downward tendency in the frequency and level of the findings was observed. In some smaller river basins a significant decline in pesticides in affected waters was observed as a result of the efforts of the Landespflanzenschutzamt (State Plant Protection Office) to control the application of pesticides by farmers. Besides the application of pesticides as main source of pesticide inputs into our waters, in one case contamination with pesticides could be attributed to contaminated land in the surroundings of a former agricultural center.

Within the scopes of the lake monitoring programme, more than 90% of the whole lakes region of the area was examined and surveyed as of 2002. Because mostly the larger lakes had been examined in the previous years, the emphasis for this report was on the first registration of data from smaller lakes. These were lakes with a surface area of 1 to 10 hectares.

For the first time since the beginning of LAWA classification (1995), a lake situated in the Mecklenburg-Western Pomerania region was given the "oligotrophic" classification based on data collected in the year 2000. This is Lake Schmäler Luzin, whose improvements in overall conditions could be attributed to the restoration measures completed in the same year. In the year 2002, two additional lakes in the Neustrelitz region, the lake Großer Bodensee and the lake Großer Keetzsee could also be classified as being oligotrophic. On the other hand during the time period the report was being compiled, another 27 lakes or parts of lakes were documented as having hypertrophic constitutions, which indicates the extraordinarily polluted condition of these waters. Similar as in previous years, a large portion of the lakes under examination was classified as eutrophic and polytrophic. Consequently the trophic level of the documented lakes is in part to a great extent above their potentially natural state.

As in previous years, the results obtained during the observation period showed significantly higher trophic levels in nonstratified waters, while most of the deeper stratified lakes showed lower trophic levels. All shallow lakes, which have nonstratified water down to the lake floor, are hypertrophic. In contrast no oligotrophic and only a few mesotrophic lakes and/or parts of lakes were documented as nonstratified. The oligotrophic and mesotrophic lakes lay mostly in relatively sparsely populated areas and in regions rich with forests, which usually are under protection. The hypertrophic lakes are all situated near or within the area of hou-

sing settlements. For most of the data sets for which an analysis of long-term series of data was carried out, no change in the quality of the water could be detected. In many of the lakes a regular mass development of cyanobacteria and other known trophy-related problems occur during the summer months. Some lakes, however, are characterized by a gradual trend towards the improvement of the trophic situation, which outweighs the deterioration in other lakes investigated at the same time. Apart from that and the evidence of oligotrophic lakes, there are other indications for cautious optimism concerning the general improvement of the water quality of the lakes in the region. This includes for example the occurrence of certain crustacean species in the Feldberg Lakes Region that are remnants of the ice age ("glacial relict fauna").

The reasons for the improvement of the trophic condition in the affected lakes are attributed above all to the decrease in pollution loads from the catchment areas which is notable since the beginning of the 1990s. In consequence, lakes with relatively low levels of internal eutrophication (phosphorus release from polluted sediments) and a still intact self-cleaning capacity were the first to respond to decreasing loads. Particularly apparent, however, is the improvement in the quality of water in the lakes where targeted lake restoration measures were carried out. In contrast, lakes with a large catchment area characterized by intensive agricultural use still show no reaction as of yet. In cases where diffuse pollution has increased, even the deterioration of water quality may arise.

The inner coastal waters show, as they always have, a very high eutrophic potential. The indicated tendency towards improvement shown since 1995 had stabilized in the years from 2000 to 2002. In the outer coastal waters a slight deterioration of the trophic situation had occurred.

Regularly in the late summer and in the fall, the Lübeck and the western part of the Mecklenburg Bay suffer from oxygen deficiency. Accordingly, critical oxygen levels were measured in the bottom layer again in the period from 2000 to 2002. The exceptionally warm weather of 2002 was particularly problematic. The summer of 2002 was recorded as being the second hottest since 1890 in the southern part of the Baltic Sea. The hot and calm weather, the high level in nutrients and the intense thermohaline stratification caused a marked lack of oxygen in the whole western Baltic Sea region in August and September 2002. In all three years, in the months of summer and autumn there was evidence of smaller saltwater intrusions in the bottom layer, which however generally only reached to the Darß Sill, thus failing to improve the "aeration" of the deeper basins of the Baltic Sea in a sufficient way.

The runoff process significantly burdened the coastal waters with nutrients since not only nitrogen, but also - and gradually more - phosphorus originating from diffuse sources was transported into the coastal waters of the Baltic

Sea. Particularly in the year 2002 there was a marked increase in phosphorus and nitrogen inputs following extreme amounts of precipitation and the subsequent high amount of runoff. The highest concentration of nutrients was measured in the river mouths of the Warnow, Peene and Oder Rivers. With regard to phosphate, a decreasing trend could be observed in all coastal waters since the beginning of the 1990s. Since about 1997 the concentration has stabilized at a lower level. From 2000 to 2002, the concentrations showed a slight increase again. The causes may be found in increased levels of riverborne phosphate inputs, but probably also in the remobilization of phosphate from the sediment. In contrast to the phosphorus, nitrate concentrations are closely related to the runoff process. The year of 2002 was very rainy and on the scale of wet years recorded since 1951 ranked third place after 1980 and 1981. As a consequence, 2002 registered about double the amount of nitrogen reaching the coastal waters when compared to the previous two years.

In the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania, in particular in the winter and spring months, some extraordinary phenomena concerning phytoplankton development were locally observed in the years from 2000 to 2002. Particularly remarkable is the strong development of cryptoflagellates occurring in the eastern parts of the sea region that started in the months of January and February and lasted until the spring. Seasonal trends observed over many years were either negated or largely postponed. The summer months were temporarily and locally marked by a strong increase in blue-green algae, whereby the eastern coastal area were particularly affected.

The growth of macrophytes showed normal levels during the time period covered by this report. Fluctuations in the numbers of species and in population size can be attributed for the most part to natural causes. In contrast, the macrozoobenthos gave an indication of slightly deteriorated environmental conditions in the Western Baltic Sea during the same time period. The persisting and extreme lack of oxygen in the Mecklenburg Bay during the year 2002 led to a highly increased mortality of the benthos in water depths of more than 20 meters so that only very few of the resistant species were able to survive. In consequence, the number of species has decreased in these areas. In contrast to this, stable marine communities were observed in water depths of 10 to 15 metres since no lack of oxygen occurred at this level. Sediment analyses give a good overall view of the contamination of the waters by heavy metals and persistent organic pollutants. The highest contaminant levels were recorded in the sediments from the German part of the Oder Estuary and from the area of the Unterwarnow. The accumulation of

contaminants was also evident in harbor sediment samples. In particular, copper and tributyl tin (TBT) showed significant accumulations in harbor sludge samples, which is attributed to the use of anti-fouling paints for ships and recreational boats. Anti-fouling substances contain copper and TBT. A very minor contamination was discovered in broad areas throughout the Western Pomerania Bodden. Here the sediments contain only minor levels of heavy metals and organic contaminants. The analysis of mussel tissue from different coastal regions also reflected different levels of contamination. In particular the DDT and PCB levels in mussels taken from locations close to harbors and wharfs were significantly higher than those taken from outer coastal waters.

The condition of the ground water was examined at 130 measuring sites during the time period covered by this report, 86 of them represent the aquifer close to the surface. At selected sites, general water quality parameters as well as heavy metals and pesticides were examined. In addition, 173 sites in the "Kies" (gravel) measuring network were included in the assessment of nitrate contamination of the aquifer close to the surface.

At approximately 60% of the examined sites, the aquifer close to the surface showed indications for anthropogenic contamination, whereby agricultural factors predominate. More than 70% of the sites lay in agricultural areas. The concentration of nitrates, in some cases was extremely high. In some of the samples taken from sites close to the surface, pesticide residues were detected. Several of these sites repeatedly showed noticeably high concentrations of pesticides.

In contrast to this, deeper cohesive-sediment protected aquifers show no anthropogenic contamination. Only iron and manganese exceeded the limits at mentionable levels. These however lay within the range of natural geogenic background levels.

An estimation of the state of contamination of individual ground water test sites was carried out in accordance with the appraisal standard, developed for Mecklenburg-Western Pomerania and founded on ground water analyses compiled over many decades. In addition the ground waters were classified in accordance with JAHNKE (1999), which derives the state of ground water bodies in the infiltration cycle as well as showing anthropogenic influences and the influence of salt water. By combining the two appraisal standards, the certainty of the assessment of the individual ground water test sites regarding anthropogenic and natural contamination was increased even further.

2 Allgemeines

2.1 Meteorologisch-hydrologische Verhältnisse

2.1.1 Lufttemperatur

Das gehäufte Auftreten temperaturübernormaler Jahre in den Neunzigern fand in den Jahren 2000 bis 2002 eine Fortsetzung. Erneut lagen in diesen Jahren die Jahresmitteltemperaturen zum Teil recht deutlich über denen der Vergleichsreihe 1961-1990. Im Jahr 2000 betrug in Mecklenburg-Vorpommern die Abweichung vom Normalwert durchschnittlich +1,6 Grad, im Jahr 2001 +0,7 Grad und im Jahr 2002 +1,3 Grad.

Nachdem im Jahr 1999 - als Besonderheit - kein einziger Monat temperaturunternormal blieb (siehe GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999), gab es im Jahr **2000** lediglich einen Monat, den Juli, in welchem die Mitteltemperaturen unter den Normalwerten lagen (rd. -1 Grad). Der August und der September können als temperaturnormal bewertet werden, alle übrigen Monate des Jahres zeigten positive Abweichungen zwischen durchschnittlich +1 Grad (Juni) und +4 Grad (Februar). In sieben dieser neun Monate betrug dabei die Abweichung mindestens +2 Grad.

Betrachtet man die Temperaturverhältnisse anhand der Anzahl der Sommertage (Tagesmaximum ≥ 25 °C) und der Frosttage (Tagesminimum < 0 °C), so zeigt sich, dass für die hohe Jahresmitteltemperatur vor allem ein Mangel an Frosttagen (rd. -40 Tage) verantwortlich war, d.h. die Wintermonate fielen zu warm aus. Die sommerlichen Temperaturen hingegen waren im Durchschnitt, bezogen auf die Periode von Juni bis September, relativ ausgeglichen und es gab eine annähernd normale Anzahl von Sommertagen.

Der Jahreshöchstwert 2000 trat im Juni auf, betrug 36,1 °C und wurde sowohl an der DWD-Station in Teterow (am 20.06) als auch in Ueckermünde (am 21.06.) gemessen. An diesen beiden Tagen wurden in Mecklenburg-Vorpommern verbreitet die höchsten Juniwerte der letzten 50 Jahre registriert. Mit -12,4 °C wurde am 24.01. in Barth die tiefste Jahrestemperatur verzeichnet, gefolgt von Ueckermünde mit -11,2 °C am 23.01.

Im Jahr **2001** wechselten sich, beginnend mit dem Januar, immer zwei zu warme oder temperaturnormale mit einem zu kalten Monat ab. Die Abweichung von den Normalwerten waren aber vergleichsweise schwach ausgeprägt, nur im Oktober gab es mit durchschnittlich +3 Grad eine größere Differenz zum Normalwert. Ansonsten lagen die absoluten Abweichungen im Mittel alle unter 2 Grad. So war der Monat mit der größten negativen Temperaturabweichung vom Normalwert der Juni mit etwas unter -1 Grad Temperaturdifferenz.

Bei der Anzahl der Sommertage zeigte sich ein geringer Überschuss von durchschnittlich 5 Tagen, bei den Frosttagen war erneut ein Defizit zu verzeichnen, das aber im Vergleich mit dem Vorjahr 2000 bedeutend geringer ausfiel und zwischen den einzelnen Stationen sehr differenziert war (rd. 0 - 20 Tage).

Im insgesamt etwas temperaturübernormalen August trat am 16.08 in Teterow mit 35,2 °C der Jahreshöchstwert von Mecklenburg-Vorpommern auf. Am kältesten war es hingegen in Ueckermünde am 03.02. mit -13,3 °C.

Die ersten neun Monate des Jahres **2002** waren im Vergleich zu den Normalwerten zu warm und nur die letzten drei etwas zu kalt. Besonders stark waren die positiven Temperaturabweichungen im Februar, wo die Monatsmittel bis zu +5 Grad oberhalb der langjährigen Monatsmittel lagen. Mit über +3 Grad zeigte sich auch der August von seiner besten Seite und zu dem ausgesprochen milden Winter 2002 trug insbesondere noch der Januar mit knapp +3 Grad Temperaturabweichung bei. In diesem Monat wurden darüber hinaus Maximaltemperaturen gemessen, die verbreitet sehr nahe bei den bisherigen Höchstwerten der zurück liegenden 50 Jahre lagen, so z.B. 13,1 °C in Marnitz. In den übrigen Monaten mit positiver Temperaturabweichung lag diese zumeist zwischen +1 und +2 Grad. Spürbar zu kalt war der Dezember mit rund -2,5 Grad Abweichung, fast normal der November (-0,5 Grad) und mit durchschnittlich 8 °C lag der Oktober um ca. -1,5 Grad unter dem Normalwert.

Im Landesinneren gab es im August bis zu 20 Sommertage (Teterow, Neubrandenburg), während die Anzahl in unmittelbarer Küstennähe nur rund die Hälfte oder noch weniger ausmachte (Warnemünde 9, Boltenhagen 3). Insgesamt traten im Jahr etwa 10 Sommertage mehr auf als im statistischen Mittel üblich sind. Bei den Frosttagen fiel 2002 die Anzahl in Anbetracht der hohen Monatstemperaturen im Januar und Februar erwartungsgemäß um 10 bis 20 Tage niedriger aus als in einem Durchschnittsjahr.

Während der August die höchsten Monatsmitteltemperaturen und die größte Anzahl von Sommertagen hervorbrachte, war es der Juli, in dem die Tageshöchsttemperaturen gemessen wurden. Am 09.07. gab es in Ueckermünde 34,2 °C und in Boizenburg 34,0 °C als Spitzenwerte. Am kältesten war es am 10.12., wo mit -13,8 °C in Ueckermünde und -13,5 °C in Neubrandenburg die niedrigsten Werte des Jahres zu verzeichnen waren.

Grafische Darstellungen zur Lufttemperatur von drei Stationen befinden sich in der **Abbildung 2.1-1**.

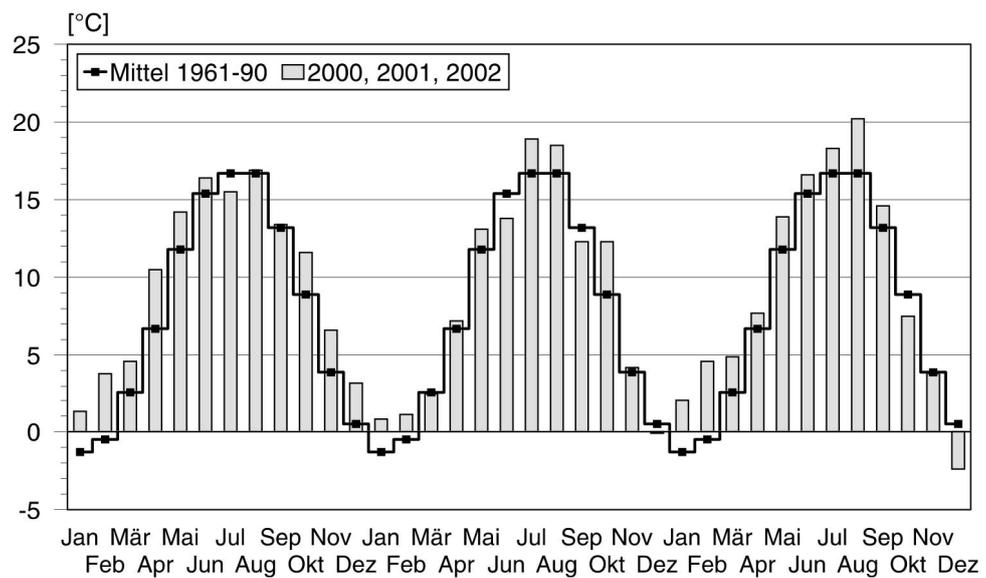
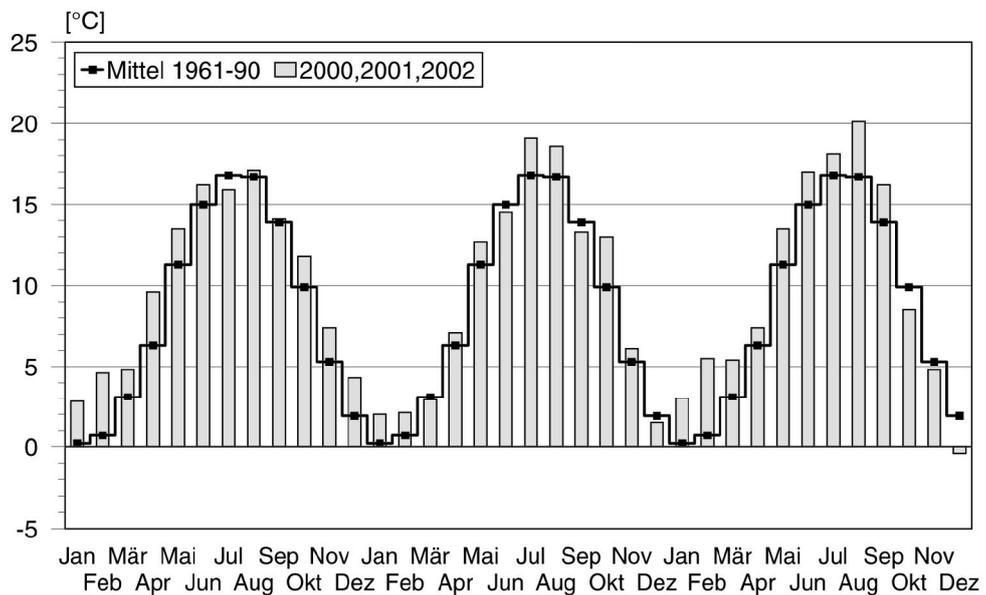
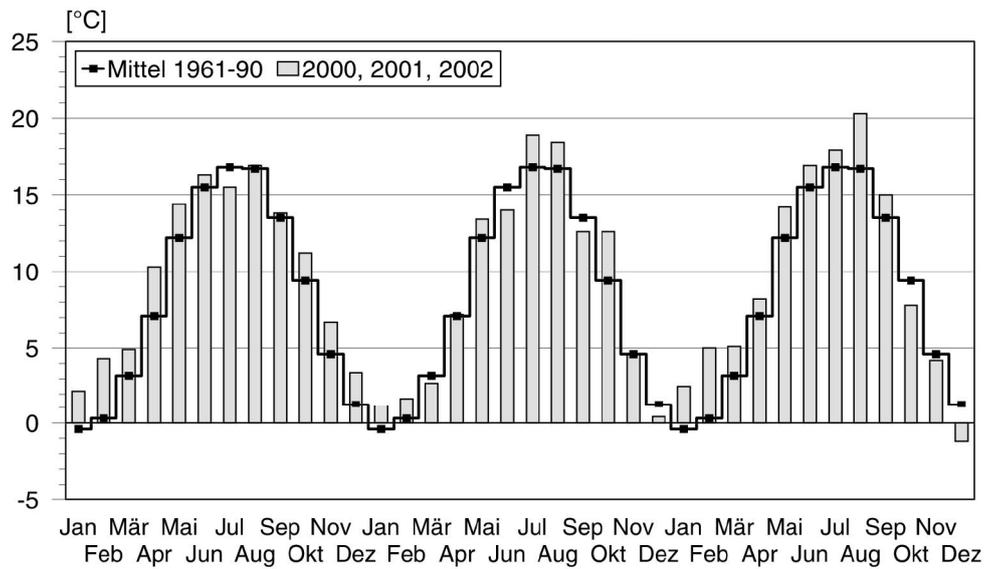


Abb. 2.1-1: Monatsmittel der Lufttemperatur an den Stationen Schwerin, Warnemünde und Neubrandenburg, Quelle: Deutscher Wetterdienst

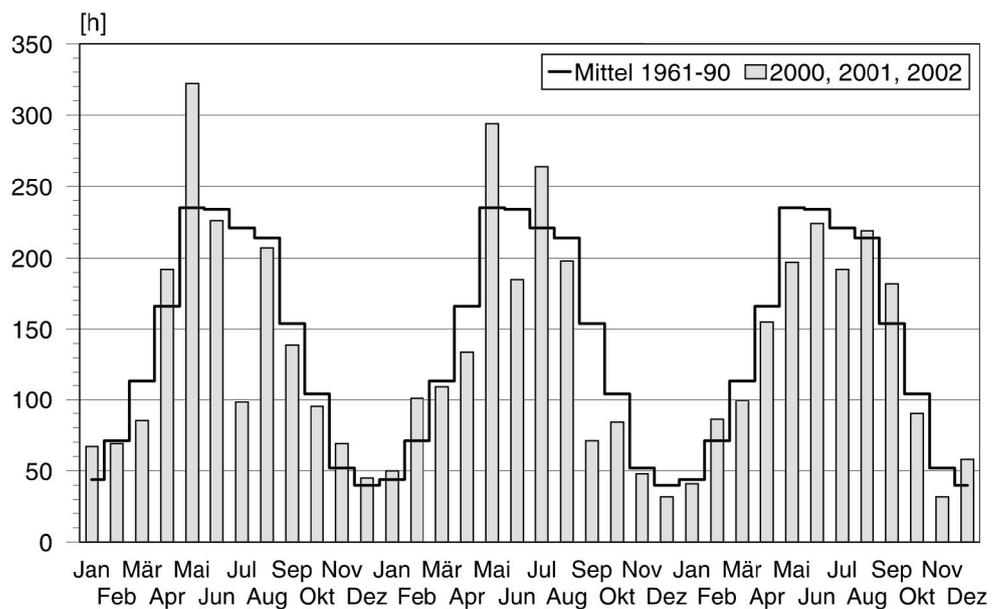
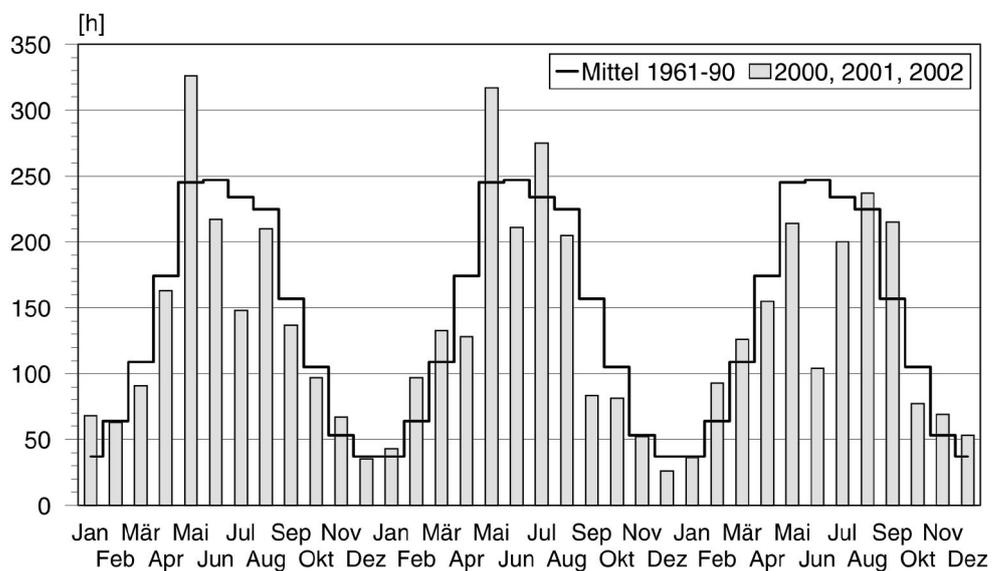
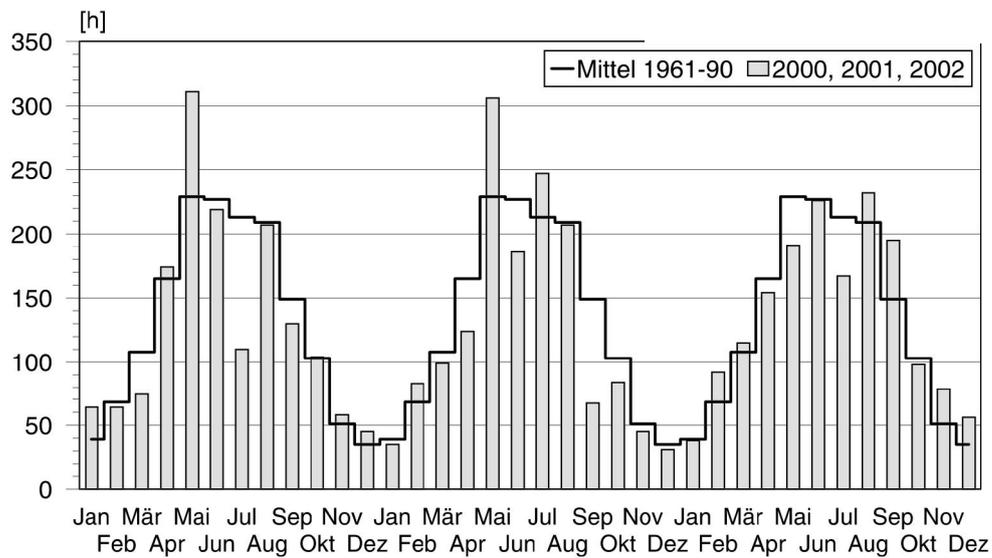


Abb. 2.1-2: Monatliche Sonnenscheindauer an den Stationen Schwerin, Warnemünde und Neubrandenburg,
Quelle: Deutscher Wetterdienst

2.1.2 Sonnenscheindauer

Die Jahressummen der Sonnenscheindauer ähnelten sich in den Jahren von 2000 bis 2002 sehr. Im allgemeinen wurden die langjährigen Werte leicht verfehlt (2000 rd. -40 h, 2001 rd. -60 h und 2002 rd. -10 h). Prozentual lagen die Jahreswerte damit durchschnittlich zwischen 95 % und 99 % der normalen Sonnenscheindauer.

Im Jahr **2000** gab es als nennenswerte Merkmale einen außergewöhnlich sonnenscheinreichen Januar (Arkona und Warnemünde je 184 % des Normalwertes) und dafür einen sehr trüben Juli, in dem ca. 100 Stunden Sonnenschein fehlten bzw. nur rund die Hälfte der normalen Stundenzahl erreicht wurde. An den Stationen wurde einzig in Arkona mit 103 % das langjährige Jahresmittel übertroffen. An dieser Station gab es im Mai mit 330 h auch die größte monatliche Sonnenscheindauer des Jahres, wobei der Mai im Landesdurchschnitt generell die meisten Sonnenscheinstunden des Jahres aufwies (rd. 320h).

Die größte prozentuale Abweichung im Jahr **2001** gab es erneut in einem Wintermonat. Diesmal erwies sich der Februar vergleichsweise als ausnehmend sonnenscheinreich (rd. 140 %), gefolgt vom Mai, der auch absolut betrachtet wieder der Monat mit den meisten Sonnenstunden war (rd. 300 h). Mit nur etwa der Hälfte der normalen Stundenzahl (ca. -80 h) zeigte sich 2001 insbesondere der September wenig einladend. Und wiederum war es die Station Arkona, an der als einziger der Jahresnormalwert erreicht wurde.

Das Jahr **2002** schließlich wich im allgemeinen nur geringfügig von den langjährigen Mitteln der Sonnenscheindauer ab. Neben Arkona wurden auch in Boltenhagen, Warnemünde und Schwerin die Normalwerte am Jahresende leicht übertroffen. Die prozentualen Abweichungen der Stationen von den langjährigen Monatsmitteln waren im allgemeinen nicht sehr ausgeprägt, wenn man von den rd. 140 % im Februar absieht. Sonnenscheinreichster Monat war der August (rd. 230 h), während der in den beiden Vorjahren so sonnenscheinreiche Mai diesmal noch unterhalb der langjährig mittleren Werte verblieb (rd. 85 %).

Den Verlauf der Sonnenscheindauer zeigt die **Abbildung 2.1-2**.

2.1.3 Niederschlag

Bezogen auf das Flächenmittel von Mecklenburg-Vorpommern war das Jahr 2000 insgesamt niederschlagsnormal, das Jahr 2001 etwas übernormal und das Jahr 2002 wies einen kräftigen Niederschlagsüberschuss auf.

Im Jahr **2000** gab es in den Monaten des zweiten und vierten Quartals Niederschlagsdefizite, die aber insgesamt

durch die zum Teil reichlichen Niederschläge der anderen Monate ausgeglichen werden konnten. Am Jahresende standen 576 mm zu Buche (99 % von Normal). Den meisten Niederschlag gab es mit durchschnittlich 86 mm im Juli, aber auch der September fiel mit 80 mm recht nass aus, wobei die Abweichung vom Normalwert hier noch etwas höher war als im Juli. Als trocken erwiesen sich insbesondere die Monate April und November, in denen das Monatssoll des Niederschlags um jeweils rd. 20 mm verfehlt wurde.

Sehr unterschiedlich war 2000 die räumliche Verteilung der Niederschläge im Land. In Arkona auf der Insel Rügen wurden lediglich 441 mm verzeichnet (85 % des Normalwertes), während es im nur 60 km Luftlinie entfernten Barth schon 653 mm (105 %), also über 200 mm mehr waren. Die höchsten prozentualen Abweichungen nach oben und unten gab es mit 111 % von Normal in Ueckermünde (610 mm) und mit 84 % in Boizenburg (557 mm).

Erwähnenswert sind die außerordentlich hohen Monatssummen im Juli an der Station Schwerin mit 166 mm sowie im September in Ueckermünde und Teterow mit 114 mm bzw. 104 mm. Hier wurde mehr als doppelt soviel Niederschlag gemessen wie in diesen Monaten an diesen Stationen normalerweise fällt. Ausschlaggebend für den extrem hohen Monatswert in Schwerin war der Tageswert vom 28. Juli in Höhe von 90 mm (!), der zugleich der größte Tageswert des Jahres 2000 in M-V war. Ebenfalls erhebliche Niederschlagshöhen von 51 mm bzw. 47 mm wurden am gleichen Tag in Boltenhagen bzw. in Marnitz registriert.

Der Niederschlag des Jahres **2001** betrug im Flächenmittel des Landes 633 mm. Er lag damit um rd. 50 mm über dem langjährigen Durchschnitt bzw. bei 109 % dieses Wertes. Auffälligste Besonderheit des Niederschlagsgeschehens war der extrem hohe Niederschlag im September, der - im Gegensatz zum Juli bzw. September des Vorjahres - nicht nur an wenigen, sondern an allen Stationen im Land zu verzeichnen war. Im mecklenburgischen Landesteil war er allerdings noch etwas ausgeprägter als im vorpommerschen. In diesem einen Monat fiel im Durchschnitt allein ein Viertel der für M-V normalen Jahresmenge.

Die Monatssummen im September variierten an den Stationen zwischen 93 mm in Ueckermünde und 164 mm in Barth und lagen im Durchschnitt bei 145 mm. Bezogen auf Mecklenburg waren es 152 mm, bezogen auf Vorpommern 129 mm. Der prozentuale Monatswert lag bei 290 % von Normal. Verbreitet wurden bereits in der ersten Monatsdekade Tageswerte von bis zu 42 mm registriert (Barth – höchster Tageswert des Jahres) und in der Summe die Monatsnormalwerte der einzelnen Stationen zum Teil schon weit überschritten. An keinem Tag im September blieb es gänzlich niederschlagsfrei.

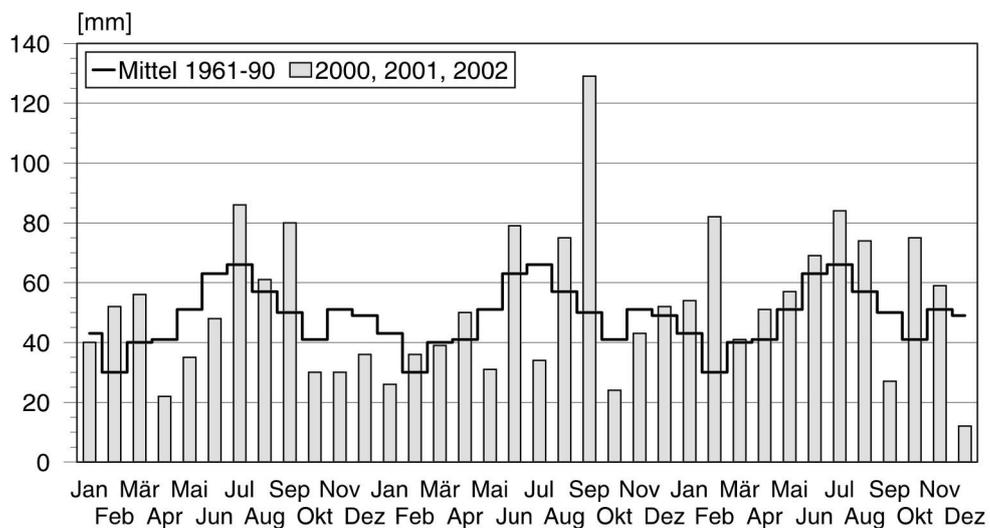
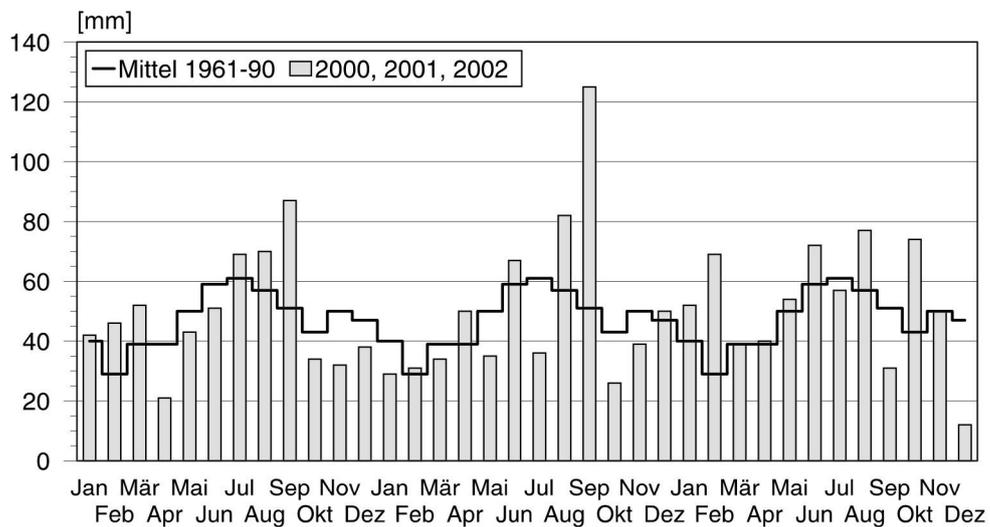
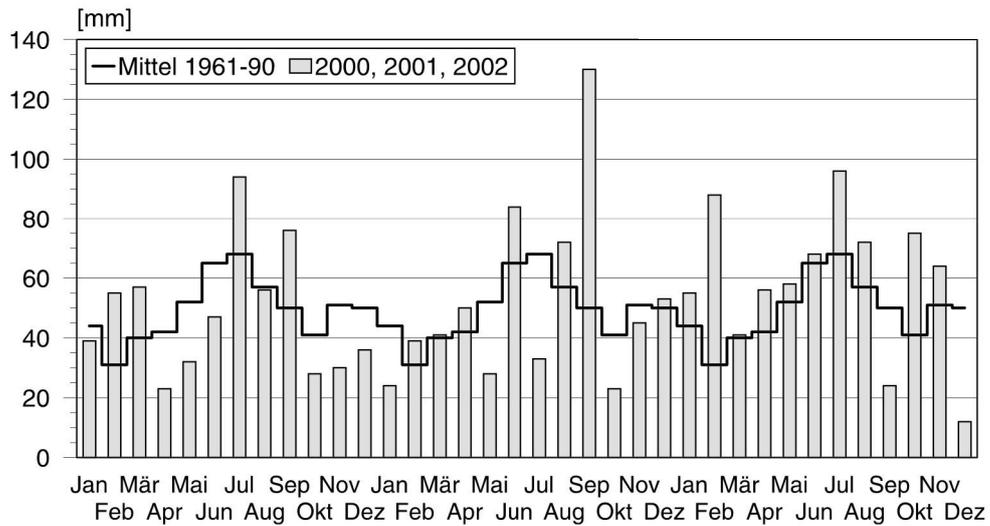


Abb. 2.1-3: Monatliche Gebietsniederschläge für Mecklenburg, Vorpommern und Mecklenburg-Vorpommern, Quelle: Deutscher Wetterdienst

Mit Werten zwischen 50% und 60 % der normalen Niederschlagshöhen wiesen die Monate Januar, Mai, Juli und Oktober Niederschlagsdefizite von -20 bis -30 mm auf. Hingegen zeigten sich neben dem bereits erwähnten September insbesondere noch der Juni und der August an den meisten Stationen im Land verhältnismäßig niederschlagsreich. Die höchsten Jahreswerte wurden 2001 mit 785 mm in Barth (+161 mm über dem Normalwert) und mit 752 mm in Warnemünde (ebenfalls +161 mm) gemessen, die niedrigsten mit 542 mm in Ueckermünde (-6 mm) und mit 551 mm in Neubrandenburg (+16 mm).

Mit Ausnahme des September und des Dezember lagen im Jahr **2002** die monatlichen Niederschlagshöhen im Flächenmittel von Mecklenburg-Vorpommern alle über oder zumindest bei den langjährigen Normalwerten. Bis einschließlich November hatte sich dadurch ein Überschuss von 140 mm angesammelt, was etwa einem Viertel eines normalen Jahresniederschlags entspricht. Dieser Überschuss wurde durch einen trockenen Dezember zwar noch etwas reduziert, aber letztlich schloss das Jahr mit einem Plus von rund 100 mm bzw. mit 118 % des Normalwertes.

Wie schon im Vorjahr mit dem September gab es auch 2002 mit dem Februar einen extrem nassen Monat. Im ansonsten niederschlagsärmsten Monat des Jahres kam es zu häufigen und intensiven Niederschlägen, die in der Summe im westlichen Landesteil sogar die 100 mm Marke überstiegen. In Schwerin entsprachen die registrierten 118 mm mehr als 350 % des Normalen, die 115 mm bzw. 108 mm in Marnitz und Boizenburg immerhin noch rund 300 % und im Landesdurchschnitt waren es ca. 270 % . Da der Februar gleichzeitig auch viel zu warm war, fiel der Niederschlag natürlich in Form von Regen und von winterlichen Verhältnissen konnte in diesem Monat keine Rede sein.

In dem gleichen Gebiet, das schon im Februar besonders stark von den Niederschlägen betroffen war, traten im Juli noch einmal außerordentlich hohe Niederschläge von bis zu 140 mm auf (bis 210 % von Normal). So ist es auch nicht verwunderlich, dass bei den Jahressummen die westlich gelegenen Stationen ganz vorn lagen. Mit 858 mm bzw. 851 mm verzeichneten Marnitz und Schwerin die höchsten Einnahmen (230 % bzw. 196 % v. N.), am Schluss rangierten Neubrandenburg mit 542 mm (101 %) und Teterow mit 544 mm (100 %). Die räumlichen Unterschiede im Land machten also zum Teil mehr als 300 mm aus.

Die größten Tagesniederschläge gab es im Jahr 2002 mit 59 mm am 17.07. in Schwerin, gefolgt von 58 mm am 05.08. in Barth und von 56 mm wiederum am 17.07. in Boizenburg.

Die monatlichen Gebietsniederschlagshöhen 2000 bis 2002 enthält die **Abbildung 2.1-3**.

2.1.4 Abflüsse

Ein Blick auf die Grafiken mit den monatlichen Abflüssen von sechs ausgewählten Pegeln (**Abb. 2.1-4.**) zeigt, dass in den Monaten der Jahre 2000 und 2001 die Abflüsse meist bei oder etwas unterhalb der langjährigen Mittelwerte lagen, während sie im Jahr 2002 vor allem im Februar und März, teilweise auch im August und November, stark nach oben abwichen. Insgesamt waren die Jahreswerte des Abflusses 2000 und 2001 einander sehr ähnlich und blieben im landesweiten Durchschnitt rund 10 bis 15 % unter den Normalwerten. Die Jahresmittel 2002 hingegen übertrafen die Normalwerte um durchschnittlich 40 %. Die Pegel im westlichen und mittleren Landesteil wiesen dabei in allen Jahren relativ höhere Abflüsse auf als im östlichen.

Im Jahr **2000** stiegen die monatlichen Abflüsse zunächst an und erreichten zumeist im März die Höchstwerte, die aber nur in der westlichen Landeshälfte zum Teil deutlich über den langjährigen Mitteln lagen. Bedingt durch unternormale Niederschläge und überdurchschnittliche Temperaturen vollzog sich anschließend von April bis Juni ein stetiger Abflussrückgang, der insbesondere im Mai recht steil ausfiel und dann verbreitet zu den Jahrestiefstwerten im Juni führte. Diese entsprachen an den Pegeln in etwa dem mittleren Niedrigwasserabfluss MNQ der jeweiligen Bezugsreihe. Von Juli ab bis zum Jahresende war im allgemeinen ein leichtes Wiederansteigen der Abflüsse zu beobachten, wobei die Dezemberabflüsse unterhalb der langjährigen Monatsmittel verblieben.

Im darauf folgenden Jahr **2001** wurden bereits im Februar die höchsten monatlichen Abflüsse des Winterhalbjahres erreicht, die jedoch sowohl unter denen des Vorjahres als auch erneut unter den langjährigen Werten blieben. Anschließend vollzog sich ein sehr ähnlicher Rückgang wie im Jahr 2000 auf die niedrigsten (Monats-)Abflüsse des Jahres, die diesmal aber im Juli/August auftraten und wiederum MNQ entsprachen. Die extrem hohen Niederschläge im folgenden Monat September führten zwar überwiegend zu sprunghaften Anstiegen in der Wasserführung der Fließgewässer, die Abflüsse stießen dabei aber nicht bis in den Hochwasserbereich vor. Im niederschlagsarmen Oktober profitierten die Gewässer noch vom nassen Vormonat, im November sahen die Abflüsse dann ähnlich aus wie die im Oktober und im Dezember gab es noch einen weiteren Durchflussanstieg, so dass die Monatsmittel im letzten Monat des Jahres 2001 etwa den langjährigen Werten entsprachen.

In Erinnerung ist das Jahr **2002** hydrologisch vor allem durch das extreme Augusthochwasser in der Elbe mit seinen bekanntermaßen katastrophalen Folgen insbesondere im Oberlauf der Elbe und den dortigen Zuflüssen. Die Auswirkungen auf die mecklenburgischen Abschnitte der Elbe blieben relativ gering, da zum einen durch zahlreiche Deichbrüche stromoberhalb und zum anderen durch die gesteuerte Flutung der Havelniederung die ablaufende Hochwasser-

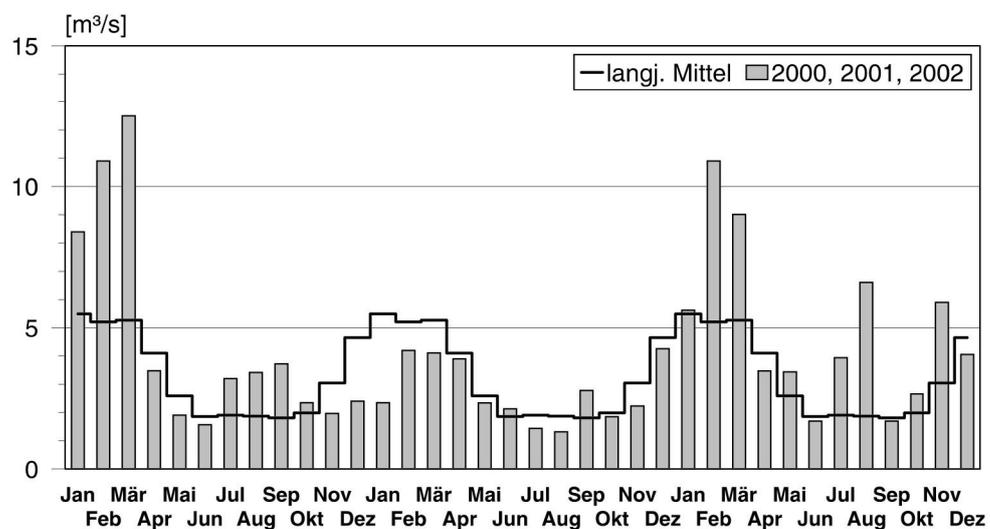
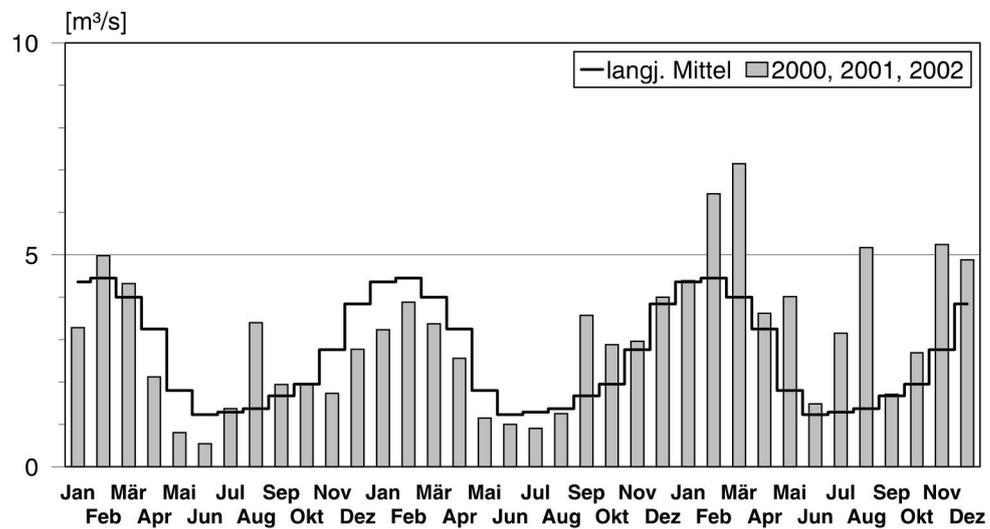
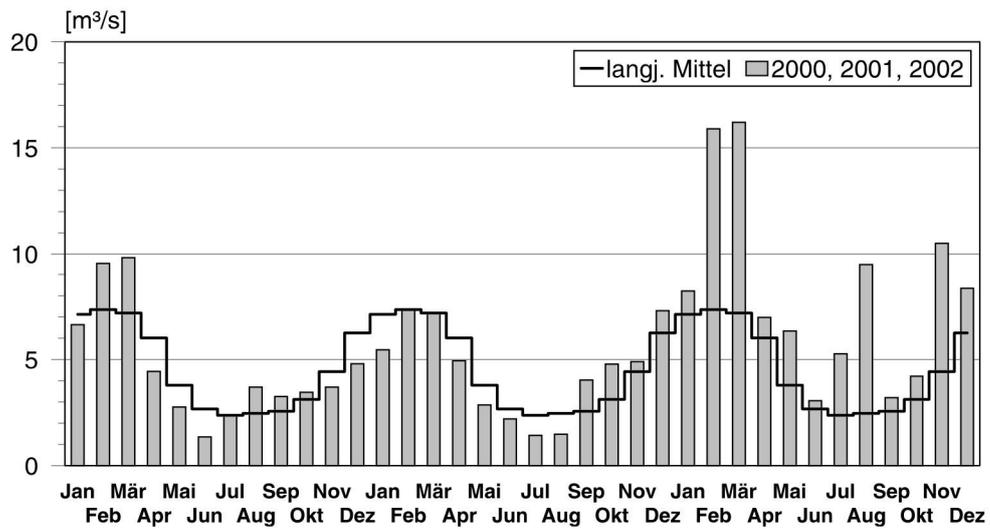


Abb. 2.1-4a: Monatliche Abflüsse an den Stationen Garltz/Sude, Laave/Rögnitz und Börzow/Stepenitz

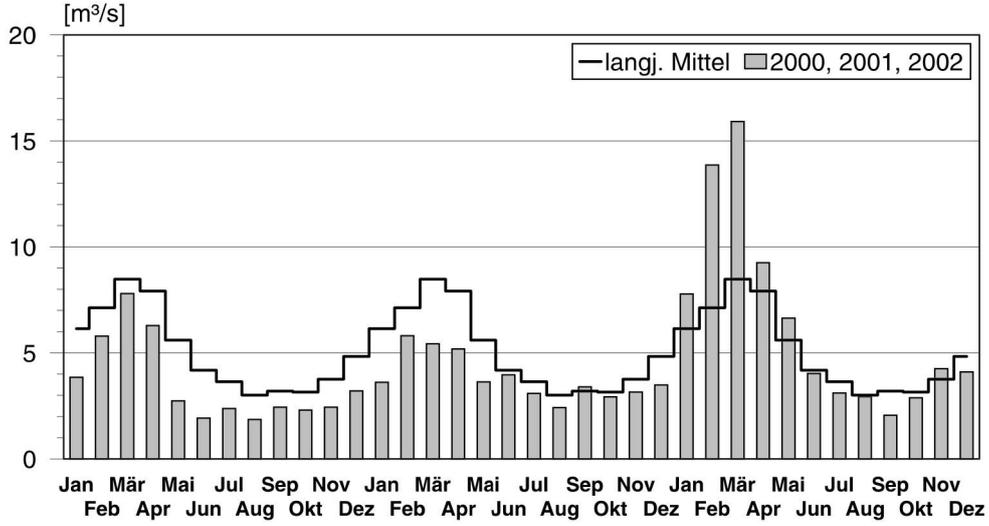
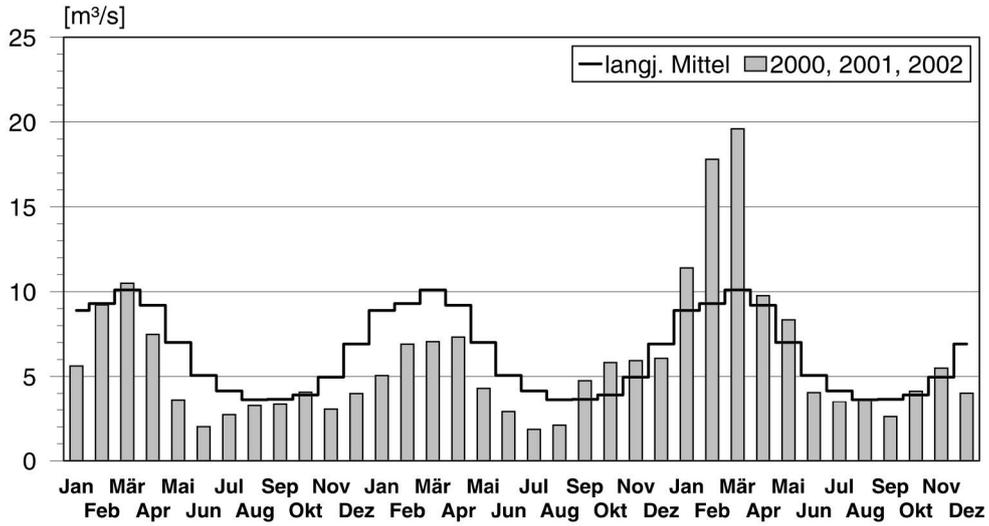
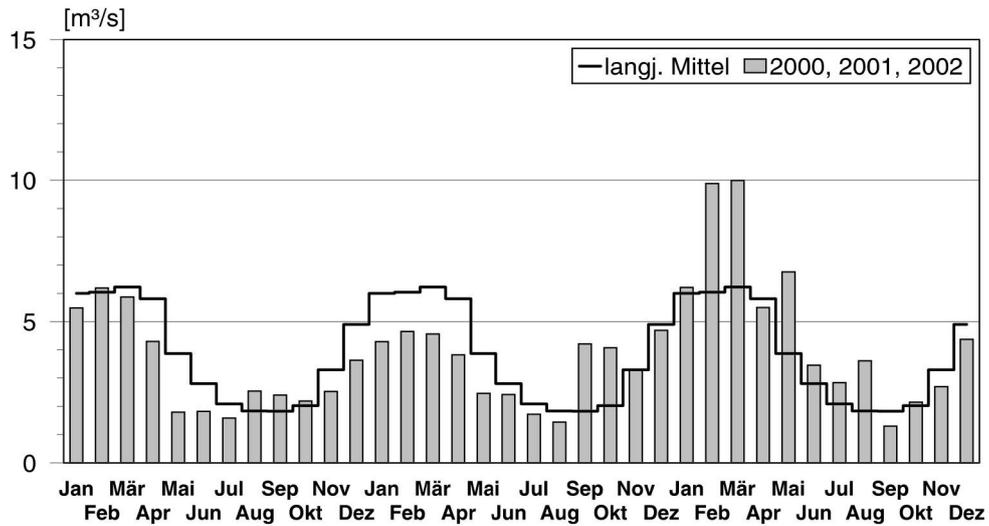


Abb. 2.1-4b: Monatliche Abflüsse an den Stationen Güstrow/Nebel, Klempenow/Tollense und Pasewalk/Uecker

welle deutlich gedämpft wurde. Nicht zuletzt erwiesen sich die vorhandenen Hochwasserschutzanlagen als sehr wirksam. Dieses Elbehochwasser gehörte mit seinen Scheitelwerten von 657 cm am 21.08. am Pegel Dömitz und von 645 cm am 23.08. am Pegel Boizenburg dennoch mit zu den größten, die hier jemals beobachtet wurden. Der Spitzenabfluss lag bei über 3.400 m³/s.

Zu außerordentlich hohen Abflüssen in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns kam es darüber hinaus in den Monaten Februar und März. Ausgangspunkt hierfür waren die extremen Februarniederschläge (s. Kap. 2.1.3), die bei gleichzeitig überdurchschnittlichen Lufttemperaturen in hohem Maße direkt abflusswirksam wurden. Ende Februar kam es fast überall in den Gewässern zur Ausbildung von beträchtlichen Hochwässern mit Höchst- bzw. Scheitelwerten der Abflüsse, die teilweise nahe an die bisher beobachteten Maximalwerte HQ heran reichten, oder diese sogar übertrafen, so z. B. in der Sude am Pegel Garlitz. Zuvor, etwa gegen Mitte Februar, waren die Abflüsse bereits verbreitet bis auf ein mittleres Hochwasser MHQ angestiegen, danach aber vorübergehend wieder gesunken.

Zu weiteren Hochwasserereignissen, die allerdings bei weitem nicht so markant wie die im Februar/März waren und hauptsächlich im westlichen Landesteil auftraten, kam es noch im Juli, August (s.o.) und im November. Die monatlichen Abflüsse überstiegen in diesen Fällen auch die langjährigen Normalwerte, während in den anderen Gewässern bis zum Jahresende annähernd normale Abflussverhältnisse zu verzeichnen waren.

2.2 Messnetze und Messprogramme zur Güteüberwachung der Gewässer

Grundlage für die in den Jahren 2000 bis 2002 durchgeführte Erfassung der Gewässergüte der oberirdischen Gewässer und des Grundwassers war die für das jeweilige Jahr gültige Fortschreibung des Gewässerüberwachungserlasses des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt vom 5.5.1993. Die Fortschreibungen dieses Erlasses datieren vom 21.01.1999, 08.03.2001 und 28.01.2002. An den Untersuchungen zur Gewässerüberwachung waren neben dem Gemeinschaftslabor für Umweltanalytik des LUNG eine Reihe weiterer Einrichtungen beteiligt (**Anlage 1**).

2.2.1 Fließgewässer

Das Flächenland Mecklenburg-Vorpommern besitzt ein sehr ausgedehntes Fließgewässernetz. Nach neueren Erhebungen im Rahmen der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) hat sich die Länge des Fließgewässernetzes auf ca. 40.000 km (ohne Achsen durch-

flossener Seen) erhöht (MEHL et al. 2003). Bemerkenswert ist der relativ hohe Anteil von verrohrten Gewässern. Nach KOLLATSCH et al. (2003) sind rund 5.630 km der Fließgewässer des Landes verrohrt, was 14 % des gesamten Fließgewässernetzes entspricht. Damit bildet die Verrohrung in Mecklenburg-Vorpommern einen Schwerpunkt hydro-morphologischer Belastungen von Fließgewässern.

Gewässergüteuntersuchungen fanden gemäß Gewässerüberwachungserlass in den Jahren 2000, 2001 und 2002 an 197, 198 bzw. 200 Messstellen statt. Die gegenüber den Vorjahren erhöhte Anzahl von Messstellen ist darauf zurückzuführen, dass im Rahmen eines Sondermessnetzes Messstellen untersucht wurden, die anthropogen weitgehend unbeeinflusst und als mögliche Referenzmessstellen hinsichtlich physikalisch-chemischer Grundkenngroßen dienen sollen. Nach Untersuchungen einer größeren Anzahl möglicher Referenzgewässer im Jahre 1999 wurden 11 Messstellen ausgewählt, die zumeist kleine Quellgewässer aus Waldgebieten darstellen. Ziel dieser Untersuchungen ist die Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten für Fließgewässer in anthropogen weitgehend unbeeinflussten Gebieten. Die Gewässerüberwachung der Fließgewässer dient mehreren Zielen (**Tab. 2.2-1**). Dabei kommt es in einigen Fällen vor, dass die Untersuchungsergebnisse einer Messstelle für die Erfüllung mehrerer Aufgaben genutzt werden. So sind z.B. mehrere Messstellen des bundesweiten Messstellen-netzes der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) gleichzeitig PLC-Messstellen und/oder Trendmessstellen.

Im Berichtszeitraum hat sich die Anzahl der LAWA-Messstellen von 7 auf 11 erhöht, um im nationalen Überwachungsmessnetz der Bundesrepublik Deutschland zukünftig alle Einzugsgebiete größer 2.500 km² abzudecken.

Für den Gewässergütebericht wurden die Ergebnisse aller untersuchten Messstellen ausgewertet. Die geographische Lage der Messstellen ist der **Anlage 2-1** zu entnehmen. Der Vollständigkeit halber sei darauf hingewiesen, dass in den Staatlichen Ämtern für Umwelt und Natur weitere Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer, wie z.B. Längsschnittuntersuchungen, an einer begrenzten Anzahl von Messstellen stattfinden.

An relativ wenigen Messstellen werden seit Mitte der 1990er Jahre auch Schwebstoffe und/oder Sedimente untersucht. Die Schwebstoffuntersuchungen fanden dabei bisher wegen des hohen Aufwandes generell nur in den größeren Gewässern des Landes statt. Im Berichtszeitraum wurden die LAWA-Messstellen Elde/Dömitz (MV01), Sude/Bandekow (MV02), Warnow/Kessin (MV03), Tollense/Demmin (MV04), Peene/Anklam (MV05), Uecker/Uecker-münde (MV06), Recknitz/Ribnitz (MV07) sowie die Elbe/Boizenburg untersucht.

Tab. 2.2-1: Messnetze zur Güteüberwachung der Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern

Messnetz-Bezeichnung	Anlass/Auftraggeber	Zielstellung	Messstellenanzahl
EU-F	EU	Untersuchungen nach EU-Fischgewässerrichtlinie	8
PLC ¹	HELCOM	Erfassung der von Land ausgehenden Belastung der Ostsee	19
LAWA	LAWA/UBA	Nationales Überwachungsprogramm u.a. auch zur Absicherung internationaler Berichtspflichten	11
IKSE ²	IKSE	Länderübergreifende Güteuntersuchung der Elbe und Nebengewässer	6
Trendmessnetz	UM-MV/LUNG	Erfassung der Langzeitveränderungen von Grundkenngrößen der Wasserbeschaffenheit	40
Landesmessnetz	UM-MV/LUNG	Erfassung regionaler Unterschiede in der Wasserbeschaffenheit	127
Referenzmessnetz	UM-MV/LUNG	Ableitung von natürlichen Hintergrundwerten für anthropogen unbeeinflusste Gewässer	11

¹ Pollution Load Compilation (Programm zur Belastungseinschätzung der Ostsee durch die Helsinki-Kommission)

² Internationale Kommission zum Schutz der Elbe

Sedimentuntersuchungen konzentrieren sich ebenfalls auf die rückgestauten Unterläufe der größeren Flüsse, da hier mit größeren Schlickablagerungen zu rechnen ist. In Schwebstoffen und organogenen Sedimenten reichern sich eine Reihe von Schadstoffen an. Sie sind daher besonders gut für die Bewertung der Belastung mit partikelreaktiven Schadstoffen, wie den Schwermetallen, geeignet. Da sich die Schadstoffgehalte in Flusssedimenten in der Regel nur mittel- bis langfristig ändern, brauchen Sedimentuntersuchungen nur im Abstand mehrerer Jahre durchgeführt werden, um zeitliche Veränderungen zu erkennen. Im Zeitraum 2000 bis 2002 wurde der Unterlauf der Warnow zum zweiten mal nach 1998 untersucht (siehe Kap. 3.4.3).

Die Messprogramme für die Kompartimente Wasser, Schwebstoff und Sediment sind dem Anhang zu entnehmen (**Anlage 2-2 bis 2-3**).

Im Betrachtungszeitraum wurden wiederum einige Gewässer bzw. Gewässerabschnitt auf den in Mecklenburg-Vorpommern entwickelten Standorttypindex (STI) untersucht. Eine Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern mittels Standorttypindex ist kürzlich im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie veröffentlicht worden (LUNG 2002). Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass mit dem STI neben dem Kompartiment „Gewässer und Stromsohle“ auch die Kompartimente „Ufer“ und unmittelbar angrenzende „Niederung“ diagnostizieren und bewerten werden können.

2.2.2 Standgewässer

Mit Stand von 2003 befinden sich auf dem Territorium von Mecklenburg-Vorpommern 2.033 stehende Binnengewässer mit einer Mindestwasserfläche von 1 ha. Wie schon in früheren Gewässergüteberichten ausgeführt, schwankt diese An-

zahl, weil immer mal wieder Seen verlanden und damit unter die 1 ha-Grenze fallen, andererseits Seen neu entstehen können. So werden in der letzten Seenstatistik u.a. auch schon 5 Seen geführt, deren Becken seit kurzem wieder gefüllt, bzw. renaturiert werden, wie z.B. der Nonnensee auf Rügen, der südöstlich des Plauer Sees gelegene Rogeezer See oder der Richtenberger See im Landkreis Ostvorpommern. Obwohl das Bundesland Brandenburg mit ca. 2.800 Standgewässern ab 1 ha mehr Seen aufweist, liegen die Flächenanteile der Standgewässer in Mecklenburg-Vorpommern mit 3,1 % der Landesfläche weit höher, als in Brandenburg (2,0 %). So verwundert es nicht, dass sich mit der Müritz als dem größten innerdeutschen Binnensee, dem Schweriner See, dem Plauer See und dem Kummerower See gleich 4 der 10 flächengrößten Seen der gesamten Bundesrepublik in Mecklenburg-Vorpommern befinden. Insgesamt nehmen die Seen in Mecklenburg-Vorpommern nach neueren Messungen ca. 738 km² Wasserfläche ein (Brandenburg: 592 km²).

In den Jahren des Berichtszeitraumes (2000 - 2002) wurden die zu bearbeitenden Seen durch die jährliche Fortschreibung des Gewässerüberwachungserlasses festgelegt und nach dem darin enthaltenen Untersuchungsprogramm bearbeitet. Demzufolge wurden die Seen im betreffenden Jahr mindestens viermal bereist und an der tiefsten Stelle untersucht. Bei gegliederten Seen wurden die Seebecken separat erfasst. Für die Klassifizierung der Trophiesituation der Gewässer kamen die jeweiligen LAWA - Richtlinien "Gewässerbewertung - Stehende Gewässer" für Seen natürlicher Entstehung, Talsperren und Baggerseen (LAWA 1999, 2001, 2003) zur Anwendung. Neben den in den Richtlinien aufgeführten obligatorischen Kriterien (Sichttiefe, Chlorophyll-a und Gesamtphosphor) wurden in der Regel Wassertemperatur, Sifortsauerstoff, pH-Wert und Leitfähigkeit vor Ort im Vertikalprofil gemessen, die Konzentrationen der Stickstoffkomponenten und weiterer mineralischer Parameter ermittelt sowie Phyto- und Zooplankton quanti-

tativ analysiert. Während es sich bei den Untersuchungen gemäß Gewässerüberwachungserlass meist um Wiederholungsuntersuchungen territorial wichtiger Gewässer, bzw. um berichtspflichtige Seen mit jährlicher Berücksichtigung handelte, wurden im Rahmen des speziellen Kleinseenmonitorings des Landes auch im Zeitraum 2000 - 2002 weitere Seen der Flächengrößenklasse 1-10 ha nach gleichen Gesichtspunkten erstmalig beprobt, die angeführten Parameter analysiert und Trophieklassifizierungen durchgeführt (s. unter 4.3). Insgesamt konnten im Berichtszeitraum 409 Seen (z.T. mehrfach) untersucht, davon 348 (z.T. mehrfach) klassifiziert und 271 Gewässer neu vermessen werden (Näheres unter Kap. 4).

Neben den angeführten Routineuntersuchungen wurden alle im Zusammenhang mit dem Seensanierungs- und Restaurierungsprogramm Mecklenburg-Vorpommern (s. unter 4.6) ausgewählten Gewässer im Hinblick auf eventuelle Restaurierungsmaßnahmen sowie zu deren Begleitung und Erfolgskontrolle eingehender analysiert. Das traf im Berichtszeitraum u.a. auf folgende Seen zu: Tressower See, Neustädter See, Probst Jesarer See, Schmalzer Luzin, Gr. Weißer See bei Wesenberg, Schlosssee Penkun, Schmachter See bei Binz, Möllener Seeteil des Krakower Obersees, Schwandter See, Eixener See und Tiefwareensee. Bei einer höheren Untersuchungsfrequenz (z.B. 14-tägig) beinhaltete dieses Monitoring in den meisten Fällen auch die Untersuchung der Zu- und Abläufe, weiterer biologischer Kriterien, wie die Erfassung der Makrophyten, des Makrozoobenthos und der Fischfauna sowie die Vermessung und umfangreiche Analysen des Sedimentkörpers.

Im Rahmen der Vorbereitung auf die durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie verbindlichen Untersuchungsprogramme erfolgte in den Jahren 2001-2002 in ausgewählten Seen des Landes eine Erfassung des Arteninventars der Organismengruppen Phytoplankton, Makrophyten, benthische Kieselalgen, Makrozoobenthos und der Fische. Auf Basis dieser Untersuchungsergebnisse werden gegenwärtig durch verschiedene Arbeitsgruppen bundesweit Möglichkeiten gesucht, die ökologische Güte des Gewässers im Sinne der Richtlinie darzustellen.

2.2.3 Küstengewässer

Die Erfassung hydrographisch-chemischer Grundparameter und die Untersuchung des Chlorophyll-a-Gehaltes erfolgten im Berichtszeitraum an 63 Messstellen (**Anlage 2-4**). Der größte Teil davon befindet sich in den inneren Küstengewässern, die mit einer Fläche von 1.650 km² auch den größten Teil des Überwachungsgebietes ausmachen. Die Wasserbeschaffenheit der äußeren Küstengewässer zwischen Lübecker Bucht im Westen und Pommerscher Bucht im Osten wurde an 15 Messstellen untersucht. Die Untersuchungen an diesen Messstellen bildet die Grundlage für die



Abb. 2.2-1: *Altes (oben) und neues (unten) Gewässerüberwachungsschiff „Strelasund“*

Klassifizierung der Küstengewässer nach der „Trophie und organischen Belastung“ (siehe dazu GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1992) und die Berichterstattung im Rahmen des Meeresumweltreportsystems (MURSYS) des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg/Rostock.

Für die Probenahme wurde an den meisten Messstellen das Kontrollboot „Strelasund“ eingesetzt, welches nach 25-jähriger Dienstzeit durch ein neues Gewässerüberwachungs- und Ölbekämpfungsschiff (GÖS) im Jahre 2003 ersetzt wurde (**Abb. 2.2-1**).

An ausgewählten Messstellen erfolgte die Bestimmung anorganischer und organischer Schadstoffe im Wasser. Ein wesentlich aussagekräftigeres Bild zur Schadstoffbelastung der Küstengewässer liefert jedoch die Analyse von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen im Sediment. Seit 1995 werden alternierend Schlickakkumulationsgebiete in Küstengewässern untersucht. Im Berichtszeitraum wurden schwerpunktmäßig Schlicksedimente aus dem Kleinen Haff, Peenestrom und Greifswalder Bodden (2000), aus den Rügensch und Darß-Zingster Bodden (2001) und aus der Unterwarnow und Wismar-Bucht (2002) untersucht. Seit 1994 werden im Rahmen eines Schadstoffrückstands-Monitorings Spurenmetalle, Organochlorpestizide und PCBs in Miesmuscheln untersucht. Die Auswirkungen von Schadstoffen auf zellulärer und subzellulärer Ebene (biologisches Effektmonitoring) werden an ausgewählten Indikatororganismen Aalmutter, Miesmuschel und Wattschnecke in einer Pilotstudie getestet.

Das seit 1994/1995 um die Komponenten Zoobenthos (Tiere des Meeresbodens) und Phytobenthos (Großalgen und höhere Pflanzen des Meeresbodens) erweiterte Biologische Küstenmonitoring, welches auf die Erfassung der Auswirkungen der Eutrophierung auf der Ebene von Populationen und Lebensgemeinschaften zielt, wurde im Berichtszeitraum fortgeführt.

Die im Küstenmonitoring zur Anwendung gekommenen Untersuchungs- und Analysenmethoden sind in der **Anlage 2-5** zusammengefasst.

Mit diesem ganzheitlich angelegten Überwachungsprogramm der Küstengewässer leistet Mecklenburg-Vorpommern einen wichtigen Beitrag im Rahmen des Bund/Länder-Messprogramms zur Überwachung der Meeresumwelt der Ostsee (BLMP) und darüber hinaus im Rahmen der Helsinki-Konvention. Das BLMP vereint erstmals physikalische, chemische und biologische Untersuchungen der deutschen Küstenmeere und der Hohen See auf der Basis nationaler und internationaler Anforderungen und Verpflichtungen. Da die Küstengewässer seit 1992 zum Konventionsgebiet der HELCOM zählen, sind diese Untersuchungen von besonderer Bedeutung.

2.2.4 Grundwasser

Im Jahr 2000 wurden 84 Grundwassermessstellen untersucht und ausgewertet. Von den bisher im Landesprogramm enthaltenen Messstellen mussten 10 Messstellen aus überwiegend technischen Gründen aufgegeben werden, jedoch konnten 5 neue Messstellen in das Landesmessnetz Grundwasserbeschaffenheit (Grundmessnetz) integriert werden. Von den ab 2001 untersuchten 79 Messstellen sind 35 Messstellen in oberflächennahen Grundwasserleitern verfiltert. Die Grundwassermessstellen verteilen sich auf 62 Standorte über die gesamte Landesfläche (**Anlage 2-6**). Die wichtigsten Stammdaten aller in diesem Zeitraum untersuchten Messstellen des Grundmessnetzes sind der **Anlage 2-7** zu entnehmen. Die Messkampagnen wurden zweimal jährlich durchgeführt (**Anlage 2-8**).

Zur Erfassung diffuser Einflüsse, insbesondere aus der Landwirtschaft, wurde 1998 mit dem Aufbau eines Trendmessnetzes begonnen. Die Stammdaten der Trendmessstellen, die im Untersuchungszeitraum beprobt und analysiert wurden, sind der **Anlage 2-9** zu entnehmen. Mit den 2001 errichteten 10 neuen Grundwassermessstellen, wurden insgesamt 51 oberflächennahe Messstellen an 47 Standorten in die Untersuchungen einbezogen.

Angaben zu den im Untersuchungszeitraum durchgeführten Messprogrammen im Grund- und Trendmessnetz sind in den **Anlage 2-10 bis Anlage 2-13** enthalten. Die zur Anwendung gelangten Methoden sind in **Anlage 2-14** zusammengestellt worden.

Die Probenahme erfolgte im Untersuchungszeitraum für alle Messstellen durch eine ausgewählte Firma. Für die Probenahme wurde die Pumpentechnik MP1 (zweistufige Unterwasserpumpe) eingesetzt. Nach Erreichen der Konstanz der elektrischen Leitfähigkeit und der Temperatur erfolgte die Probenahme. Die Analytik der Hauptwasserinhaltsstoffe wurde durch das Labor des LUNG durchgeführt. Die Untersuchung der anorganischen Spurenstoffe konnte aus technischen Gründen nur im Jahr 2000 durch das Labor des LUNG abgesichert werden. In den Jahren 2001 und 2002 wurden diese Arbeiten an ein Labor vergeben. Die organischen Schadstoffe wurden generell von einem Vertragslabor bestimmt.

Bewertungsgrundlage für die Einschätzung der Beschaffenheit der untersuchten Messstellen bilden

- die Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (TrinkwV) vom 12. Dezember 1990 und
- Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch- Trinkwasser-Richtlinie –
- die Schwellenwerte zur Ableitung von Beeinflussungstypen im Grundwasser (HANNAPPEL & VOIGT 1997)
- ein neues Klassifikationssystem für Grundwässer und seine Anwendung in känozoischen Porengrundwasserleitern (JAHNKE 1999)

Die in den Bewertungsgrundlagen festgelegten Grenzwerte bzw. Richtwerte sind in **Anlage 2-15** enthalten. Die Einschätzung der Belastungssituation der einzelnen Grundwassermessstellen wird nach den Bewertungsgrundlagen vorgenommen, die für das Land Mecklenburg-Vorpommern unter Zugrundelegung der aus mehreren Jahrzehnten vorliegenden Grundwasseranalysen erarbeitet wurden (HANNAPPEL & VOIGT 1997). In erster Linie wurden hier die chemisch-physikalischen Parameter betrachtet. Die Schwellenwerte für die Ableitung von Beeinflussungstypen sind in **Anlage 2-16** zusammengestellt.

Für die weitere Differenzierung bzw. konkretere Einschätzung sind die Ergebnisse der übrigen untersuchten Stoffgruppen herangezogen worden, die teilweise als Leitparameter für bestimmte anthropogene Beeinflussungen dienen können (DVWK 1995).

Zusätzlich wurden die Grundwässer einer Klassifizierung nach JAHNKE (1999) unterzogen, anhand derer sich die Stellung des einzelnen Grundwassers im Infiltrationszyklus ableiten sowie anthropogene Einflüsse und Salzwasserbeeinflussungen erkennen lassen.

3 Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer

3.1 Sauerstoffhaushalt und organische Belastung

Die Klassifizierung des für die Wasserbeschaffenheit wichtigen Merkmalskomplexes „Sauerstoffhaushalt und organische Belastung“ an jährlich über 150 Fließgewässer-Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern gestattet einen fundierten Überblick über den Stand und die Entwicklung der Sauerstoffverhältnisse in den Fließgewässern des Landes. Die Klassifizierung erfolgt dabei nach einer in früheren Gewässergüteberichten bereits mehrfach beschriebenen Richtlinie. Eine ausführliche Beschreibung dieser Richtlinie ist im GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1993 oder in der LAWA-Broschüre „Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation“ (LAWA, 1998b) enthalten. Es sei an dieser Stelle nur noch einmal darauf verwiesen, dass für eine Klassifizierung mindestens monatlich vorliegende Meßwerte eines Kalenderjahres erforderlich sind.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse für die Jahre 1989 bis 2002 findet sich in der nachfolgenden **Tabelle 3.1-1**.

Tab. 3.1-1: Klassifizierung der Fließgewässer nach Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung

Jahr	Anzahl Messstellen	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
1989	156	4 = 3 %	58 = 37 %	73 = 47 %	16 = 10 %	5 = 3 %
1990	156	3 = 2 %	73 = 47 %	68 = 43 %	12 = 8 %	0
1991	156	9 = 6 %	69 = 44 %	76 = 49 %	2 = 1 %	0
1992	160	6 = 4 %	81 = 51 %	63 = 39 %	9 = 5 %	1 = 1 %
1993	160	8 = 5 %	93 = 58 %	53 = 33 %	4 = 3 %	2 = 1 %
1994	179	9 = 5 %	114 = 64 %	52 = 29 %	4 = 2 %	0
1995	174	9 = 5 %	116 = 67 %	46 = 26 %	3 = 2 %	0
1996	178	9 = 5 %	100 = 56 %	63 = 36 %	6 = 3 %	0
1997	178	10 = 6 %	111 = 62 %	49 = 27 %	7 = 4 %	1 = 1 %
1998	177	22 = 12 %	106 = 60 %	48 = 27 %	1 = 1 %	0
1999	177	32 = 18 %	102 = 58 %	41 = 23 %	2 = 1 %	0
2000	177	23 = 14 %	118 = 66 %	36 = 20 %	0	0
2001	176	36 = 20 %	100 = 57 %	40 = 23 %	0	0
2002	176	26 = 15 %	122 = 69 %	28 = 16 %	0	0

Seit Ende der 1990er Jahre sind etwa 15 - 20 % der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns bezüglich Sauerstoffhaushalt und organischer Belastung als kaum belastet (Klasse 1) einzustufen. Ende der 1980er Jahre lag der Anteil dieser Gewässer noch unter 5 %.

Die überwiegende Anzahl der Fließgewässer des Landes ist als gering belastet (Klasse 2) anzusprechen. Ihr Anteil bewegt sich seit 1993 zwischen 56 - 69 %. Ende der 1980er Jahre betrug er weniger als 40 %.

Diese äußerst positive Entwicklung ist darauf zurückzuführen, dass durch gewässerschutzpolitische Maßnahmen die Belastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen insbesondere aus dem kommunalen und landwirtschaftlichen Bereich drastisch vermindert werden konnte. Der Anteil stark belasteter Gewässer der Klasse 3 sank dadurch um etwa die Hälfte. Er lag Ende der 1980er/Anfang der 1990er Jahre bei knapp unter 50 % und sank zum Jahrhundertwechsel auf etwa 23 %. Im Jahre 2002 wurden noch 16 % der klassifizierten Messstellen als stark belastet eingestuft. Die Klassenstufe 4 (sehr stark belastet) brauchte seit dem Jahre 2000 und die Klassenstufe 5 (übermäßig belastet) seit 1998 nicht mehr vergeben werden.

Die Klassifizierungsergebnisse für alle untersuchten Messstellen können der **Anlage 3-1** auf der dem Bericht beigelegten CD-ROM entnommen werden. Nachfolgend sollen die aktuellen Ergebnisse der Klassifizierung für die Fließgewässer kurz herausgestellt und auf gravierende Entwicklungen eingegangen werden. Die Gewässer werden dabei in der Reihenfolge behandelt, in der sie in der Anlage 3-1 aufgelistet sind.

Stepenitz, Wallensteingraben und Aubach

Alle drei Gewässer liegen im nördlichen Westmecklenburg. Die Stepenitz, die ein Nebenfluss der Trave ist, kann mittlerweile überwiegend in Klasse 2 eingestuft werden. Im Jahre 2002 konnte sie erstmals auch in ihrem rückgestauten Mündungsbereich dieser Klasse zugeordnet werden. Im Mittellauf bei Börzow wurde bereits zum zweiten mal nach 2001 die Klasse 1 erreicht. Die Messstellen der wichtigsten Nebengewässer der Stepenitz, Radegast und Maurine, waren ebenso wie der an drei Messstellen untersuchte Wallen-

steingraben in den letzten Jahren meist in Klasse 2 einzustufen. Der Wallensteingraben verbindet den Schweriner See mit der Ostsee. Seine Wassergüte wird von dem aus dem Schweriner See abgegebenen Wasser beeinflusst. Der Aubach wies an der Einmündung in den Medeweger See im Jahre 2002 erstmals Klasse 2 auf. In den Vorjahren wurde hier meist Klasse 3 in einigen Jahren auch Klasse 4 erhalten.

Warnow und Nebengewässer

Die an 11 Messstellen untersuchte Warnow wies im rückgestauten Bereich ab Bützow stabil die Klasse 3 auf. Die Zuläufe in diesem Flussabschnitt, Nebel, Beke, Zarnow und Kösterbeck, waren in den letzten Jahren um mindestens eine Klasse besser einzustufen. Die Kösterbeck tendiert dabei kurz vor Einmündung in die Warnow bei Kessin nahe Rostocks in den letzten Jahren zur Klasse 1. Der Mittellauf der Nebel (Nebeldurchbruchstal) ist stabil dieser Klasse zuzuordnen. Nach der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Parum am 10.09.2001 haben sich auch die Sauerstoffverhältnisse in der Alten Nebel deutlich verbessert. Kurz vor Zusammenfluss der Alten Nebel mit dem Nebelkanal konnte das Gewässer im Jahre 2002 erstmals in Klasse 2 eingestuft werden.

Verbessert haben sich die Sauerstoffverhältnisse auch im Mittel- und Oberlauf der Warnow. Im Flussabschnitt zwischen Langen Brütz und Einmündung der Mildnitz bei Sternberger Burg zeigen sich dabei Tendenzen zur Klasse 1. Unterhalb des Barniner Sees, den die Warnow durchfließt, musste demgegenüber weiterhin meist Klasse 3 vergeben werden. Oberhalb des Sees scheint sich die Klasse 2 zu stabilisieren. Von den Nebengewässern des Mittellaufes hat sich der Brueler Bach von Klasse 3 zur Klasse 2 verbessert. Die durch Seen beeinflusste Mildnitz wies kurz vor Einmündung in die Warnow auch in den letzten zwei Jahre Klasse 3 auf.

Kleinere mecklenburgische Küstenbäche

Der in das Salzhaff mündende Hellbach war in seinem Mündungsbereich bezüglich Sauerstoffgehalt und organischer Belastung in den letzten Jahren zwischen Klasse 2 und Klasse 1 einzustufen. Um ein- bis zwei Klassenstufen schlechter ist der Randkanal einzuschätzen, der aufgrund seiner künstlich veränderten Struktur und des zeitweisen Rückstaus (Jemnitzschleuse) ein geringes Selbstreinigungspotential besitzt. Hinzu kommt die starke Belastung seines Sauerstoffhaushaltes durch die Einleitung der kommunalen Abwässer aus Bad Doberan. Der Peezer Bach, der östlich von Rostock in den Breitling fließt, ist stabil der Klasse 2 zuzuordnen.

Recknitz und Barthe

Die Recknitz hat sich in den 1990er Jahren von einem stark, in einigen Bereichen sogar sehr stark belasteten Gewässer, zu einem gering belasteten entwickelt. Im Jahre 2002 konnte erstmals an allen 7 untersuchten Messstellen die Klasse 2 vergeben werden. **Abbildung 3.1-1** zeigt die Entwicklung der Sauerstoffgehalte und Sauerstoffzehrungen (BSB₅) an der Messstelle Ribnitz-Damgarten in den letzten 20 Jahren.

Der Corleputer Mühlbach, der Quellbach der Recknitz, gehört zu den kaum belasteten Gewässern der Klasse 1. Auch in der Barthe ist eine Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse unverkennbar. Im Jahre 2002 konnte erstmals an allen 4 untersuchten Messstellen Klasse 2 vergeben werden.

Kleinere vorpommersche Küstenbäche

Im Körkwitzer Bach war nahe der Mündung in den Saaler Bodden in den letzten beiden Jahren mit Klasse 3 eine Verschlechterung um eine Stufe zu verzeichnen. Der Saaler

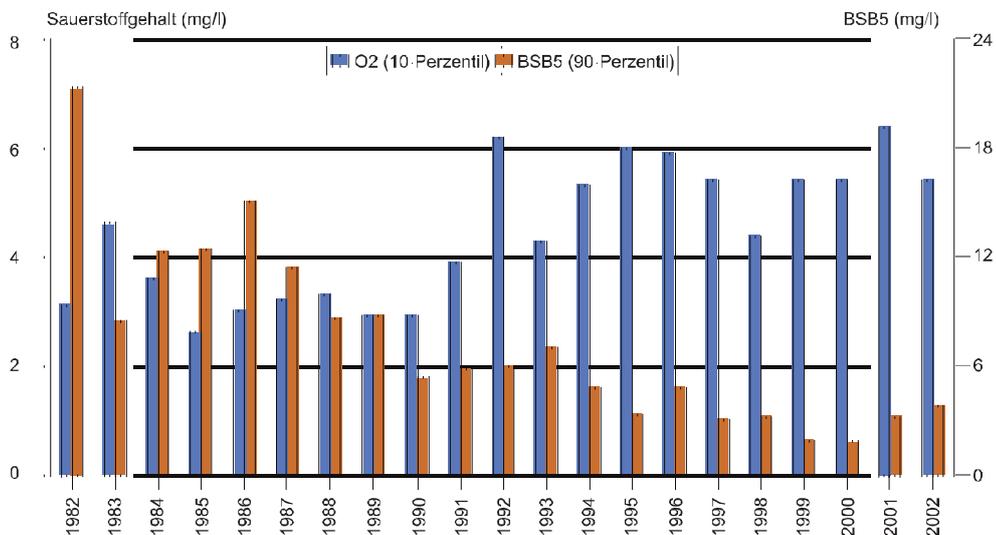


Abb. 3.1-1: Veränderungen der Sauerstoffgehalte (10-Perzentile) und Sauerstoffzehrungen (90-Perzentile) in der Recknitz bei Ribnitz-Damgarten

Bach wies wenige Kilometer vor Mündung in den Saaler Bodden stabil Klasse 2 auf; 2002 konnte sogar Klasse 1 vergeben werden. Dieses mit sauerstoffzehrenden Stoffen aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Gülle) ehemals sehr stark bis übermäßig belastete Gewässer entspricht nunmehr bezüglich seines Sauerstoffhaushaltes den umweltpolitischen Zielvorstellungen. Die auf der Insel Rügen befindlichen Bäche Duvenbäk und Karower Mühlbach sind ebenfalls stabil der Klasse 2 zuzuordnen. Demgegenüber sind der Sehrower Bach ebenso wie der Saiser Bach nach wie vor stark belastet. Dies trifft auch auf den in den Greifswalder Bodden fließenden Ryck zu. Die Ziese, die sowohl in westliche als auch in östliche Richtung das Gebiet zwischen Greifswald und der Insel Usedom entwässert, wies in den beiden letzten Untersuchungs Jahren Klasse 2 auf.

Peene und Nebengewässer

Die Peene wurde an 8 Messstellen zwischen Kummerower See und Mündung in den Peenestrom untersucht. Zwischen dem See und der Kreisstadt Demmin war das Gewässer in den letzten Jahren fast durchweg in die Klasse 2 einzustufen, während in dem stärker rückstaubeinflussten Flussabschnitt Klasse 3 überwog. Die wichtigsten Nebengewässer der Peene sind Tollense und Trebel, die beide in Demmin in die Peene münden. Der Sauerstoffhaushalt beider Gewässer wurde in der Vergangenheit stark durch unzureichend gereinigte Abwässer aus kommunalen Kläranlagen belastet. Genannt seien hier für das Einzugsgebiet der Tollense die Anlagen in Neubrandenburg, Altentreptow und Stavenhagen und für die Trebel die Anlagen in Grimmen und Tribsees. Durch abwassertechnische Maßnahmen konnte die Belastung aus diesen Kläranlagen deutlich vermindert werden. An den Tollensemessstellen kann mittlerweile fast durchgängig Klasse 2 vergeben werden. Auch im zwischenzeitlich übermäßig durch die unterdimensionierte KA Stavenhagen belasteten Augrabens hat sich der Sauerstoffhaushalt stabilisiert. Kurz vor Einmündung in die Tollense wies er in den Jahren 2001 und 2002 wieder Klasse 2 auf. Weiter im Oberlauf oberhalb des Wehres Lindenberg war in 2000 eine übermäßige Belastung, 2001 eine sehr starke und 2002 eine starke Belastung zu konstatieren. Stark belastet waren auch die Tollensezuflüsse Ziegelgraben und in einigen Jahren die Datze, während Malliner Wasser, Randkanal und Linde stabil die Klasse 2 aufwiesen. Auch die Trebel hat sich auf weiten Strecken von einem ehemals stark belasteten in ein gering belastetes Gewässer entwickelt. Lediglich im nördlichen Quellzufluss, der Poggen dorfer Trebel, und im rückgestauten Unterlauf bei Wotenick wird nach wie vor noch Klasse 3 erhalten. Die Trebelzuflüsse Warbel und Blinde Trebel führen zu keiner Belastung des Flusses. Sie sind den Klassen 2 bzw. 1 zuzuordnen. Die kleineren Peenezuflüsse Swinow und Großer Abzugsgraben wiesen stabil die Klasse 2 auf, die Schwinde sogar die Klasse 1. Der Oberlauf der Peene ist durch den Kummerower See vom Unterlauf getrennt. Er wird im We-

sentlichen von der Ostpeene im Süden und der Neukalener Peene im Westen gebildet. Die Ostpeene konnte in den letzten Jahren an allen Messstellen überwiegend als gering belastet eingestuft werden. Für die Neukalener Peene traf dies nur auf den östlichen Flussabschnitt kurz vor Mündung in den Kummerower See zu. Weiter oberhalb, wo sie auch als Teterower Kanal bekannt ist, wird der Sauerstoffhaushalt stärker belastet. Hierfür ist die aus dem polytrophen Teterower See eingetragene Biomasse maßgeblich verantwortlich.

Zarow/Landgraben

Das Gewässersystem Langgraben/Zarow entwässert den südlich der Peene gelegenen Teil Ostvorpommerns. Der Landgraben beginnt kurz oberhalb der Messstelle Cavelpaß. Östlich der Messstelle Löwitz durchfließt er die Große Friedländer Wiese und ab Ferdinandshof heißt er Zarow. Die Zarow mündet bei Grambin in das Kleine Haff. Im obersten Gewässerabschnitt wies der Landgraben in den letzten Jahren stabil die Klasse 2 auf. An den Messstellen Löwitz und Ferdinandshof wurde in einigen Jahren auch Klasse 3 erhalten. In Klasse 3 wurde auch der rückgestaute Mündungsbereich eingestuft. Als mögliche Belastungsquelle aus dem kommunalen Bereich kommen die Abwässer aus Friedland in Betracht, die bis zum Herbst 2002 nur mechanisch geklärt und verrieselt wurden. Die neue Anlage leitet nunmehr in den Faulen Graben ein, der unterhalb von Cavelpaß in den Landgraben mündet. Daneben spielen die Kläranlage in Ferdinandshof und Kleinkläranlagen eine gewisse Rolle. Allerdings haben Einträge aus den intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen die größte Bedeutung. Zuläufe wie beispielsweise der Floßgraben führen zeitweise erhebliche Ammoniumfrachten. So führte eine Güllehavarie am Floßgraben zu einer erheblichen Verschlechterung der Gewässergüte der Zarow, wobei es zu massiven Sauerstoffdefiziten bis Millnitz kam (Mittlg. KÜHN).

Uecker mit Randow

Die Uecker erreicht bei Nieden aus dem Brandenburgischen kommend Mecklenburg-Vorpommern. Im Flussabschnitt zwischen der Landesgrenze und dem Zufluss der Randow war das Gewässer in den letzten Jahren wechselweise den Klassen 2 und 1 zuzuordnen. Im Bereich oberhalb von Pasewalk kann der Sauerstoffhaushalt des Flusses als weitgehend unbelastet eingeschätzt werden. In seinem rückgestauten Mündungsbereich wurde dagegen überwiegend Klasse 3 erhalten, wobei sich auch hier eine Tendenz zur Klasse 2 abzeichnet. Die Randow als bedeutendstes Nebengewässer wies fast durchgängig Klasse 2 auf.

Mecklenburgischer Elbabschnitt

Die Wasserbeschaffenheit der Elbe wird im Mecklenburgischen in Dömitz und in Boizenburg untersucht. An beiden Messstellen hat sich der Fluss von einem stark belasteten in

ein gering belastetes Gewässer entwickelt. Seit 1995 konnte für beide Messpunkte Klasse 2 vergeben werden; in Dömitz wurde im Jahre 2002 sogar erstmals Klasse 1 erhalten. Die enormen Verbesserungen im Sauerstoffhaushalt dieses durch industrielle und kommunale Abwässer ehemals stark bis sehr stark belasteten Flusses widerspiegelt sich u.a. auch in der Entwicklung der 10-Perzentilwerte des Sauerstoffgehaltes und der 90-Perzentilwerte der Sauerstoffzehrung (Abb. 3.1-2). Mit Beginn der 1990er Jahre wurden im mecklenburgischen Flussabschnitt keine kritischen Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l beobachtet. Lediglich während des Sommerhochwassers 2002 kam es wieder zu einer starken Belastung des Sauerstoffhaushaltes. Die Ursachen hierfür lagen sowohl im Eintrag sauerstoffzehrender Stoffe im Oberlauf als auch im Rückfließen sauerstoffverarmten bzw. sauerstofffreien Wassers aus den während des Hochwassers gefluteten Poldern an der Sude und Löcknitz. In Folge des biochemischen Abbaues organischer Materials (Bewuchs, Dunglagerung) kam es in den gefluteten Poldern zu Fischsterben (BACHOR 2003).

Sude mit Nebengewässern

Die Sude entspringt südwestlich von Schwerin und mündet bei Boizenburg in die Elbe. Sie gehört seit Jahren zu den kaum bzw. gering belasteten Fließgewässern des Landes. An den 8 untersuchten Messstellen war sie im Jahre 2002 an drei Messstellen in die Klasse 1 und an den restlichen fünf in Klasse 2 einzustufen. Im Jahre 2001 konnten alle Messstellen mit Klasse 1 versehen werden. Die wichtigsten Nebengewässer der Sude sind vom Unterlauf beginnend die Schaale mit Schilde und Motel, die Rögnitz und die Schmaar. Die Schaale wies seit Jahren ebenfalls ausschließlich die Klassen 1 und 2 auf. Von den Zuflüssen zur Schaale ist die Motel stabil der Klasse 1 zuzuordnen, während die Schilde zwischen den Klassen 2 und 3 schwankt. Auch die Rögnitz ist ein gering bis kaum belastetes Gewässer. In der

ehemals durch die Abwässer aus der Kreisstadt Hagenow stark belasteten Schmaar hat sich die Klasse 2 weitgehend manifestiert.

Elde bzw. Elde-Müritz-Wasserstraße

Die Elde ist zwischen Plauer See und Elbe auf großen Strecken als Wasserstrasse ausgebaut. Auf diesem Flussabschnitt zwischen Plau und Dömitz wurde sie an 12 Messstellen untersucht. Im Jahre 2002 konnte für alle Messpunkte Klasse 2 vergeben werden. Seit dem Jahre 2000 wird auch der Oberlauf der Elde kurz vor der Einmündung in die Müritz untersucht. In allen drei Beobachtungsjahren musste sie hier als stark belastetes Gewässer (Klasse 3) eingestuft werden. Die Elde besitzt keine größeren Nebengewässer. Allerdings erfährt sie im Friedrichmoor nördlich von Neustadt-Glewe eine Wasserzufuhr aus dem Störkanal, über den der Schweriner See nach Süden entwässert. Die Wasserbeschaffenheit der Stör wurde lange Jahre nicht überwacht. Im Jahre 2003 wurde daher wieder mit Untersuchungen kurz oberhalb der Einmündung in die Elde begonnen.

Boize und Löcknitz

Im Vergleich zu Elde und Sude sind Boize und Löcknitz vergleichsweise kleine Elbzuflüsse. Die Sauerstoffverhältnisse der Boize, die bei Boizenburg die Elbe erreicht, hat sich in den letzten Jahren deutlich verbessert. In ihrem Mündungsbereich musste sie bis 1997 als stark bzw. sogar sehr stark belastetes Gewässer eingestuft werden. Danach hat sich die Klasse 2 etabliert. Seit dem Jahr 2000 hat sie sich in Richtung Klasse 1 verbessert. Im Jahre 2002 konnten erstmals alle drei untersuchten Messstellen mit Klasse 1 versehen werden. Die Löcknitz befindet sich nur in Teilbereichen auf dem Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns. In ihrem auf mecklenburgischen Gebiet befindlichen Oberlauf stellt sie ein kaum bis gering belastetes Gewässer dar.

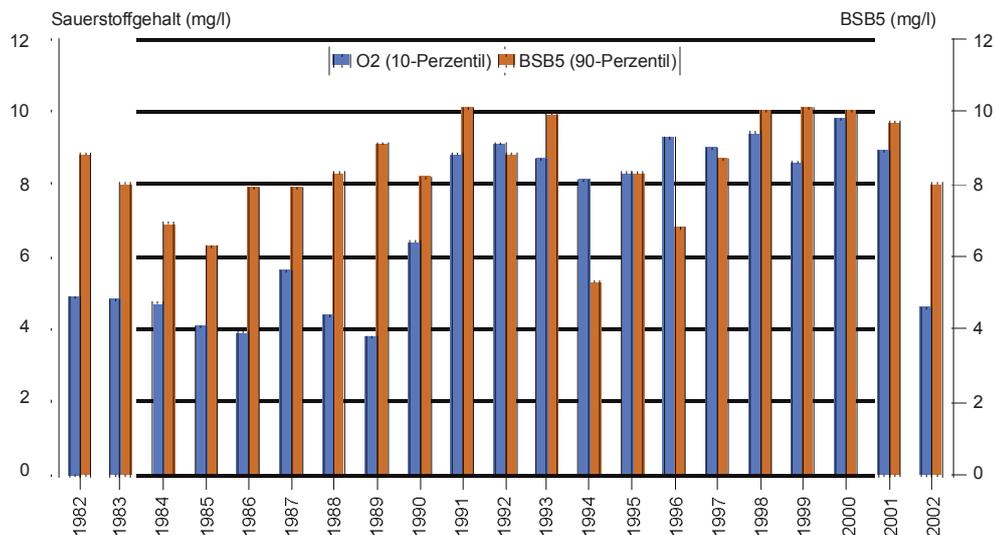


Abb. 3.1-2: Veränderungen der Sauerstoffgehalte (10-Perzentile) und Sauerstoffzehrungen (90-Perzentile) in der Elbe bei Boizenburg

Nachdem sie eine weite Strecke in Brandenburg durchfließt erreicht sie immer noch gering belastet bei Dömitz wieder mecklenburgisches Gebiet.

Kleine binnenländische Bäche mit möglichem Referenzcharakter

In den letzten Jahren wurde damit begonnen, kleinere binnenländische Bäche in die Überwachung der Fließgewässer einzubeziehen. Anlass hierfür war die Suche nach möglichen chemischen Referenzbedingungen, die im Hinblick auf die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bedeutsam sind. Nach einigen Voruntersuchungen wurden im Jahre 2000 elf landesweit verteilte Bächen ausgewählt und in die Gewässerüberwachung des Landes integriert. Die Ergebnisse der Klassifizierung nach dem Sauerstoffhaushalt und der organischen Belastung für diese Gewässer sind ebenfalls in der **Anlage 3-1** auf der CD-ROM enthalten. Für die zusammenfassende landesweite Betrachtung (**Tab. 3.1-1**) wurden die Klassifizierungsergebnisse für diese Messstellen jedoch nicht berücksichtigt, da sie das bisherige Bild der Betrachtung geschönt hätten. Von den elf Messstellen zur Ermittlung möglicher Referenzgewässer erhielten vier in allen drei Untersuchungsjahren die Klasse 1. Es sind dies der Gehlsbach oberhalb Blankensee, der Rote Bach bei Slate, die Wittenbeck oberhalb Wittenbeck und der Klueßer Mühlbach oberhalb der Försterei Neu-Klueß. Die übrigen Messstellen wiesen entweder wechselweise die Klassen 1 und 2 oder generell die Klasse 2 auf.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass für 37 Messstellen eine Auswertung von Langzeitdatenreihen vorgenommen wurde, die die z.T. drastischen Veränderungen der Kenngrößen des Sauerstoffhaushaltes aber auch solch allgemeiner Parameter, wie Temperatur, pH-Wert und Chloridgehalt dokumentiert (BACHOR, HOCHFELD & SCHOKNECHT 2002).

3.2 Klassifikation der Nährstoffe nach LAWA-Richtlinie

Im vorliegenden Gewässergütebericht werden die Klassifizierungsergebnisse aller untersuchten Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002 zusammen mit den Ergebnissen der Vorjahre veröffentlicht (siehe **Anlagen 3-2 bis 3-7** der beigefügten CD-ROM). Die Klassifizierung erfolgte entsprechend dem Klassifikationsvorschlag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998b). Zur Darstellung des Trends wurden die Ergebnisse einer repräsentativen Auswahl von über 150 Messstellen genutzt. Die Messstellen zum Erkennen möglicher Referenzzuständen, nachfolgend Referenzmessstellen genannt, wurden hierbei nicht berücksichtigt, da an diesen Messstellen eine geringere Nährstoffbelastung und somit günstigere Klassen zu erwarten waren.

Da solche Messstellen in den Jahre vor 2000 nicht untersucht wurden, ergäbe sich ein unrealies Bild bei der Trendbetrachtung. Die Ergebnisse an den Referenzmessstellen werden gesondert betrachtet.

Nachfolgend werden die Ergebnisse für die einzelnen Nährstoffe zunächst zusammenfassend dargestellt, ehe danach auf Gewässer bzw. Gewässerbereiche mit besonders geringer und besonders hoher Belastung hingewiesen wird.

3.2.1 Orthophosphat-Phosphor und Gesamt-Phosphor

Beim **Orthophosphat-Phosphor** ist ein außerordentlich positiver Trend zu verzeichnen, der mit Beginn der 1990er Jahre einsetzte und bis in das Jahr 2002 anhält (**Abb. 3.2-1**).

Entsprachen 1990 nur etwa 15 % der untersuchten Messstellen der Zielvorgabe der LAWA, also mindestens der Güteklasse II, so stieg dieser Anteil zur Mitte der 1990er Jahre auf rund 40 %. Durch abwassertechnische Maßnahmen konnte dieser Anteil in den letzten Jahren weiter erhöht werden. In den Jahren 2001 und 2002 entsprachen etwa 80 % der untersuchten Gewässer der Zielvorgabe der LAWA. Damit wurde ein großer Erfolg bei der Verminderung der Phosphatbelastung der Gewässer erzielt.

Besonders gering mit Orthophosphat belastete Gewässer bzw. Gewässerbereiche waren:

- der Oberlauf der Barthe bei Obermützkow
- der Prohner Bach bei Prohn
- die Datze bei Neubrandenburg
- der Weiße Graben unterhalb des Galenbecker Sees
- der Quellbereich der Löcknitz bei Balow sowie
- die Elde im Oberlauf bei Buchholz und unterhalb des Plauer Sees

Diese Gewässer wiesen die Güteklasse I bzw. I-II auf, wobei ein Teil der Messstellen unterhalb von Seen liegen. An diesen Messstellen wird weniger die Belastung aus dem Einzugsgebiet als vielmehr die Funktion von Standgewässern als Senke für Nährstoffe widergegeben. Der Anteil von unbelasteten bzw. gering belasteten Messstellen liegt bezogen auf die Gesamtzahl der untersuchten Messstellen nach wie vor unter 10 %. Von den möglichen Referenzmessstellen wies der Brisnitzer Bach, ein Kreidebach auf der Insel Rügen, die geringste Belastung auf. Gering belastet waren auch noch die Referenzmessstellen Prägelbach/Jägerhof, Tribohmer Bach/Schlemmin, und Löcknitz/Ziegendorf.

Gewässern mit der Güteklasse II, also mäßig belastete Gewässer, sind am häufigsten anzutreffen. Ihr Anteil lag in den letzten Jahren bei 70 %. Der Anteil deutlich belasteter

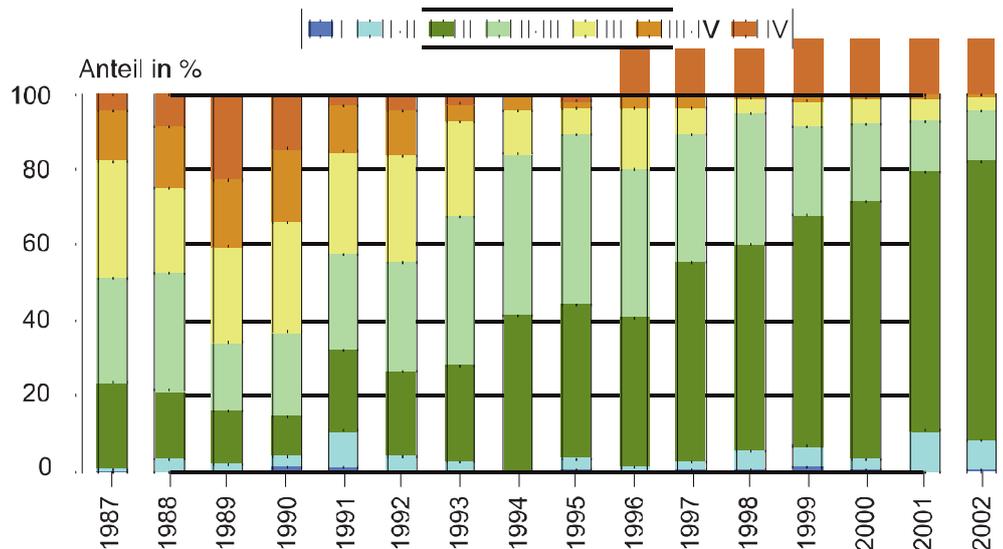


Abb. 3.2-1: Ergebnisse der Klassifizierung des Orthophosphat-Phosphors in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Basis: 152-176 Messstellen pro Jahr)

Gewässer (Klasse II-III) ging von etwa 35 % im Jahre 1998 auf unter 15 % in den Jahren 2001 und 2002 zurück.

Erhöhte Orthophosphatbelastungen (Klasse III) waren nur an wenigen Messstellen zu verzeichnen. Ihr Anteil lag in den letzten Jahren bei 5 %. Im Einzelnen waren dies nachfolgende Gewässer bzw. Gewässerbereiche:

- Maurine unterhalb Carlow,
- der gesamte Wallensteingraben,
- Peezer und Saaler Bach sowie
- Sehrower Bach und Duvenbäk auf Rügen.

Vereinzelt wurden auch hohe und sehr hohe Orthophosphatbelastungen (Klasse III-IV und IV) angetroffen. So im

- Ziegelgraben bei Altentreptow-Klatzow und
- im Augrabener bei Lindenberg.

Die sehr hohe Belastung im Ziegelgraben ist auf die Abwässer der Molkerei Altentreptow zurückzuführen. Untersuchungen im Rahmen der 4. Belastungseinschätzung der HELCOM im Jahre 2000 ergaben sehr hohe Phosphatkonzentrationen und eine sehr hohe Salzbelastung im Ab-

lauf dieser Kläranlage. Die zwischenzeitliche Belastungszunahme im Augrabener konnte mit der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Stavenhagen wieder deutlich vermindert werden.

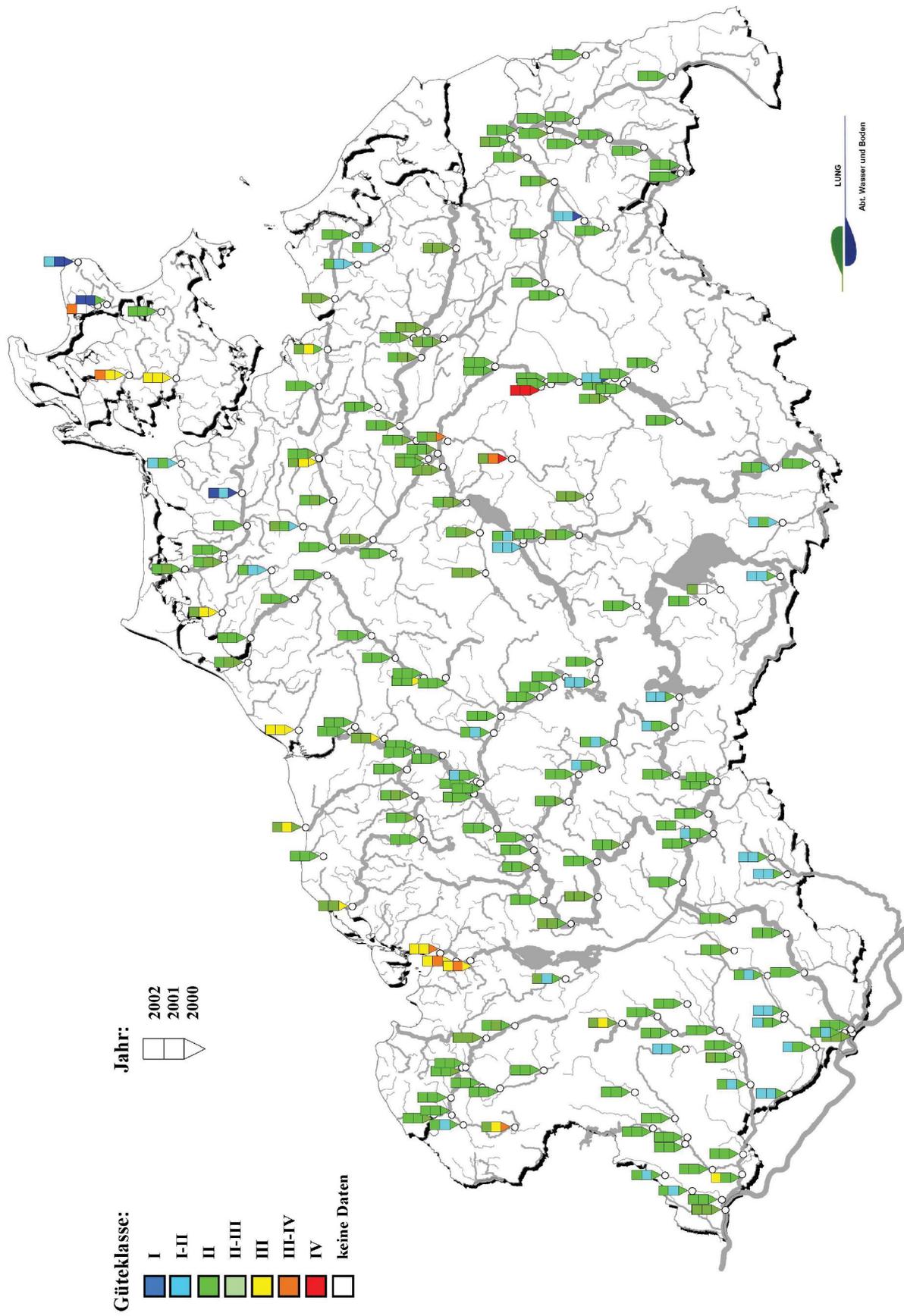
Einen landesweiten Überblick über die Belastung mit Orthophosphat-Phosphor ermöglicht die **Abbildung 3.2-2**. Abgesehen von den wenigen Fällen, wo Belastungen aus kommunalen oder industriellen Kläranlagen zu einer übermäßigen P-Belastung führen, werden die gegenwärtigen Phosphorkonzentrationen in den Fließgewässern des Landes hauptsächlich durch diffuse Einträge verursacht.

Analog zum gelösten Orthophosphat-Phosphor ist auch für den **Gesamt-Phosphor** eine rückläufige Belastung der Gewässer unverkennbar, wenn diese auch nicht ganz so deutlich ausfällt. Mittlerweile können etwa 60 % der Gewässer bezogen auf Gesamtphosphor in Klasse II oder besser eingestuft werden (**Tab. 3.2-1**).

Der Anteil der deutlich belasteten Messstellen ging von fast 70 % (1995) auf etwa 33 % zurück; er hat sich also inner-

Tab. 3.2-1: Prozentuale Verteilung der Güteklassen beim Gesamt-Phosphor in Fließgewässern MV's

Jahr	Anzahl Messstellen	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
1994	150	0	0,7	13,3	58,7	23,3	3,3	0,7
1995	152	0	0	11,2	69,1	13,8	5,2	0,7
1996	152	0	0,7	3,9	59,9	31,6	3,9	0
1997	152	0	1,3	21,7	57,9	15,2	3,9	0
1998	152	0	1,3	19,1	66,4	10,5	2,0	0,7
1999	152	0	2,6	27,0	57,9	11,8	0,7	0
2000	177	0	1,7	28,2	57,1	9,0	4,0	0
2001	176	0	6,2	52,8	33,0	7,4	0,6	0
2002	176	0	3,4	58,0	33,5	4,5	0,6	0



halb von 8 Jahren mehr als halbiert. Bei der Klasse III ist ein noch stärkerer Rückgang zu verzeichnen und hoch und sehr hoch belastete Gewässer waren kaum noch anzutreffen. Im Gegenzug hat sich der Anteil von mäßig belasteten Gewässern (Klasse II) erhöht. Der Anteil von Messstellen, an denen die Zielvorgabe der LAWA eingehalten wird, ist in etwa um das 5-fache gegenüber 1994/1995 gestiegen.

Anthropogen unbelastete Gewässer sind auch an den Referenzmessstellen nicht anzutreffen. Eine konstant geringe Belastung wiesen lediglich die Barthe bei Obermützkow und die Löcknitz bei Ziegendorf auf.

3.2.2 Ammonium-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff

Beide Stickstoffverbindungen sind geeignet Abwassereinflüsse in Gewässern anzuzeigen. Ammonium-Ionen und Ammoniak entstehen durch Reduktionsvorgänge und mikrobiologische Prozesse aus Nitraten und organischen Stickstoffverbindungen (z.B. Eiweiß, Aminosäuren, Harnstoff) und sind in allen häuslichen und manchen industriellen Abwässern enthalten. Kenntnisse über die Ammoniumkonzentrationen in Gewässern bilden eine wesentliche Grundlage zur Beurteilung und Kontrolle von Verunreinigungen z.B. fäkaler Herkunft oder durch erhöhten Düngemiteinsatz, insbesondere Gülleinsatz.

In den letzten 4 Jahren ist beim **Ammonium-Stickstoff** eine besonders drastische Verringerung der Gewässerbelastung festzustellen (**Abb.3.2-3**).

Seit 1999 ist eine starke Zunahme der Güteklasse II festzustellen. Der Anteil von Messstellen dieser Klasse stieg von meist unter 10 % vor 1999 auf 60 % im Jahre 2002 an. Eine deutliche Ammoniumbelastung (Klasse II-III) wurde im

Jahre 2002 an 32 % der Messstellen angetroffen. Im Jahre 1998 lag dieser Anteil noch bei fast 60 %. Stark rückläufig sind auch Gewässer bzw. Gewässerbereiche mit erhöhter und hoher Belastung. In Klasse III mussten in den letzten drei Jahren nur noch 8 % der Messstellen eingestuft werden. Es waren dies nachfolgende Gewässer bzw. Gewässerabschnitte:

- der Randkanal, der die Abwässer der Kläranlage Bad Doberan aufnimmt
- die Radegast unterhalb von Gadebusch
- der Prohner Bach
- die Poggendorfer Trebel oberhalb von Grimmen
- die Tollense unterhalb von Neubrandenburg (Abwässer KA Neubrandenburg)
- die Zarow zwischen Ferdinandshof und Mündung in das Haff und
- die Schmaar zwischen Hagenow und Mündung in die Sude bei Redefin

An wenigen Messstellen musste die Klasse III-IV und IV vergeben werden. Die Ursachen hierfür lagen meist in einer sehr hohen Belastung mit unzureichend gereinigtem Abwasser. Ein solch sehr hoch belastetes Gewässer ist der Grabowhöfer Grenzgraben. In seinem Einzugsgebiet werden die Abwässer der Kreisstadt Waren auf sogenannten Hochlastflächen verrieselt. In Waren wurde 1995 eine neue Kläranlage mit Nährstoffelimination fertiggestellt (Generalplan Abwasserbeseitigung 1997). Das gereinigte Abwasser wird auf einer Fläche von ca. 30 ha versickert und erreicht nach dem Durchfließen der Bodenpassage den Grabowhöfer Grenzgraben. Obwohl durch den Neubau der Kläranlage eine drastische Verminderung der Nährstoffemissionen erreicht wurde, hat sich dies auf die Belastungssituation des Grabens bisher nur geringfügig ausgewirkt. Aus den in der Vergangenheit stark beanspruchten Hochlastflächen erfolgt nach wie vor ein hoher Nährstoffeintrag in den Graben und von dort in den Jabelschen See.

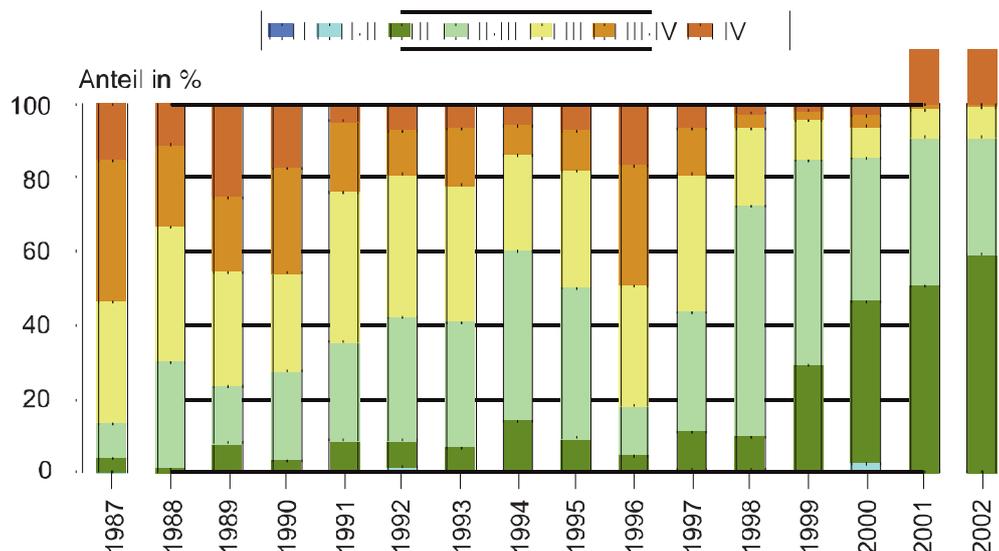


Abb. 3.2-3: Ergebnisse der Klassifizierung des Ammonium-Stickstoffs in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Basis: 152-176 Messstellen pro Jahr)

Der Grabowhöfer Grenzgraben wurde als Hauptbelastungsquelle für das Nordbecken des Jabelschen Sees identifiziert (KLEEBERG, NIXDORF & MATHES 2000). In den letzten beiden Jahren konnte eine leichte Verringerung der Ammoniumbelastung beobachtet werden. Die Belastung ging von Klasse IV auf Klasse III-IV zurück.

Eine drastische Verringerung der Ammoniumbelastung konnte im Berichtszeitraum in der Alten Nebel, im Peezer Bach und im Au Graben festgestellt werden. Mit dem Ausbau der dritten Reinigungsstufe in der erneuerten und erweiterten Kläranlage für Güstrow und Umlandgemeinden in Parum wurde eine deutliche Entlastung der Alten Nebel erreicht, die sich auch in der Warnow positiv bemerkbar machte. Die Alten Nebel musste noch bis zum Jahre 2000 in die Klasse IV eingestuft werden. 2001 wurde bereits Klasse III und 2002 Klasse II-III erhalten. Im Unterlauf der Warnow unterhalb des Zuflusses der Nebel führten die abwassertechnischen Maßnahmen in den Kläranlagen Parum und Bützow ebenfalls zu einem um ein bis zwei Klassenstufen besserem Klassifizierungsergebnis. An der Messstelle Werle ist eine Verbesserung von Klasse III zur Klasse II zu konstatieren. Die Messstellen Schwaan und Kessin wurden bis 2000 in Klasse II-III und danach in Klasse II eingestuft. D.h. im Unterlauf der Warnow wurden in den Jahren 2001 und 2002 erstmals die Zielvorgabe der LAWA bezüglich der Ammoniumbelastung eingehalten. Im Peezer Bach war ebenfalls eine drastische Reduzierung der Ammoniumbelastung zu verzeichnen. Bis 1997 wies die Klassifizierung den Peezer Bach als hoch bis sehr hoch belastetes Gewässer aus. In den letzten drei Jahren war nur noch eine deutliche bis mäßige Belastung festzustellen. Durch die Erweiterung der Kläranlage Stavenhagen, die u.a. eine intermittierende Nitrifikation und Denitrifikation besitzt, konnte die sehr hohe Ammoniumbelastung des Au Grabens verringert werden. Kurz vor Einmündung des Au Grabens in die Tollense wurde er bis zum Jahre 2000 als sehr hoch belastetes Gewässer eingestuft. In den letzten beiden Jahren wurde hier bereits die Klasse II-III erhalten.

Anthropogen nicht bzw. sehr gering belastete Gewässer konnten in Mecklenburg-Vorpommern allerdings nach wie vor so gut wie nicht angetroffen werden. Auch die 11 Sondermessstellen zur Ermittlung möglicher Referenzzustände wiesen überwiegend mäßige Belastungen auf. Im Ziembach, Brebowbach, Tribohmer Bach, Gehlsbach und in der Wittenbeck wurden in einigen Jahren sehr geringe Belastungen (Klasse I-II) festgestellt. Im Brisnitzer Bach konnte in 2000 erstmals in einem Fließgewässer des Landes die Klasse I vergeben werden. Allerdings wurde zwei Jahre später hier Klasse II-III erhalten.

Einen Überblick über die Ammoniumbelastung der Gewässer des Landes für den Zeitraum 2000-2002 gibt **Abbildung 3.2-4**. Wie beim Phosphor ist auch hier darauf hinzuweisen, dass diffuse Einträge den Haupteintragspfad für

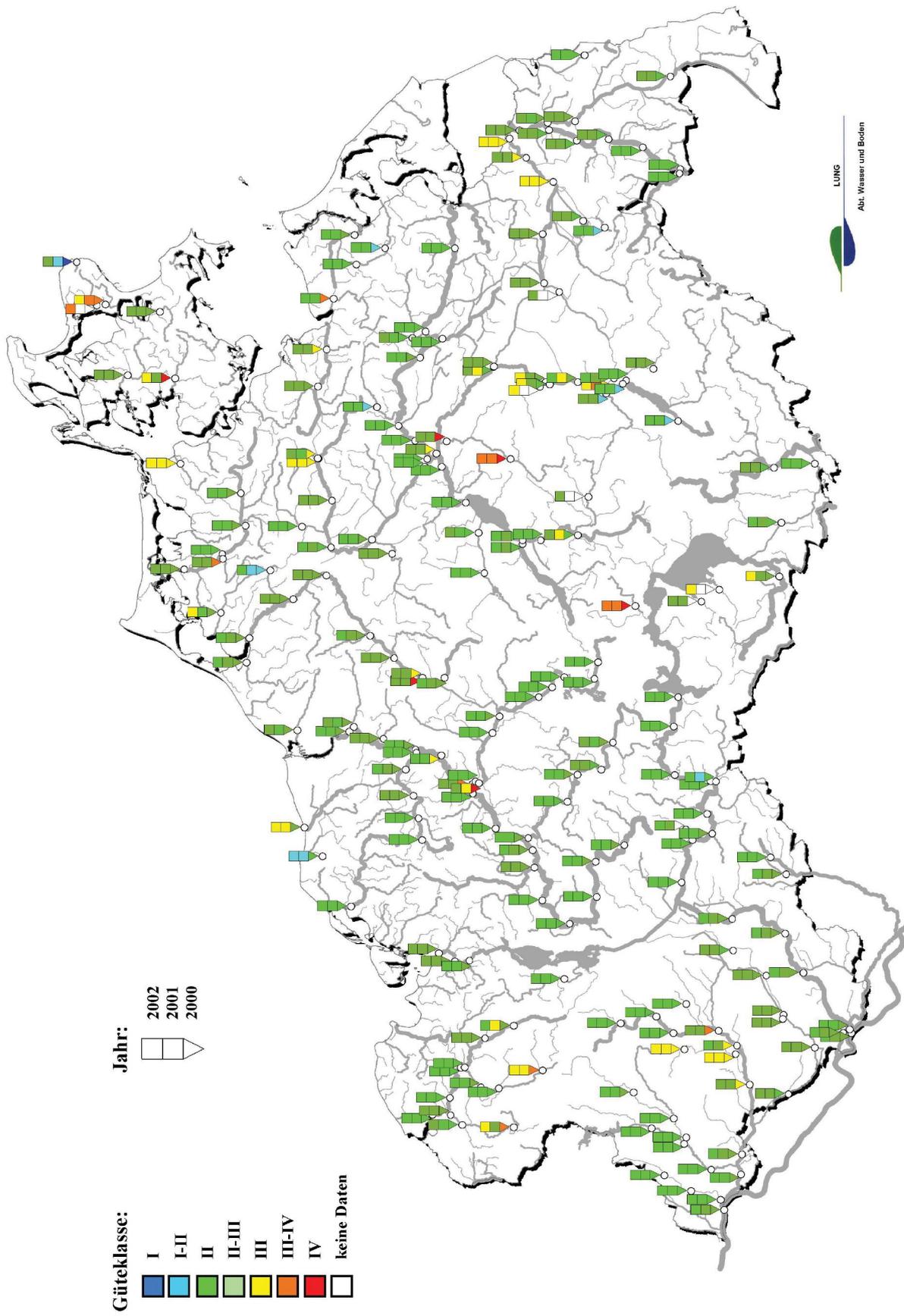
Ammonium-Stickstoff darstellen.

Neben Ammonium ist **Nitrit-Stickstoff** geeignet Abwässerinflüsse in Gewässern anzuzeigen. Nitrit kommt unter normalen Bedingungen nur in sehr geringen Konzentrationen in Gewässern vor. Es wird als Zwischenprodukt bei der Nitrifizierung, dem oxidativen Abbau des Ammoniums zum Nitrat, gebildet. Maßgebend für die mikrobielle Oxidation von Ammonium sind nitritbildende Bakterien (z.B. der Gattung *Nitrosomonas*). Im Quellwasser und in sehr sauberen Bächen und Seen entwickeln sich kaum Nitrifizierer – in eutrophen Flüssen und Seen sind sie aber stets nachzuweisen. Die Menge der Salpeterbakterien folgt einem deutlichen Jahresgang mit Minima im Winter oder Vorfrühling und Maxima im Sommer (RHEINHEIMER 1991). Rheinheimer konnte in der Elbe eine weitgehende Abhängigkeit der Nitritbakterienzahl von der Wassertemperatur nachweisen. Zu einer nennenswerten Zunahme kommt es erst bei Überschreiten einer Temperaturschwelle, die zwischen 10 und 15 °C liegt. Die Nitritbakterien können sich praktisch also nur im Sommer vermehren und auch nur dann kommt es hier zu einer nachweisbaren Ammoniumoxidation. Niedrige Temperaturen können in Kläranlagen zu einer deutlichen Verringerung der Nitrifikationsleistung führen.

Der Vergleich der Klassifizierungsergebnisse der einzelnen Jahre zeigt eine abnehmende Nitritbelastung in den Gewässern des Landes an. In der ersten Hälfte der 1990er Jahre lag der Anteil der Gewässer, in denen die Zielvorgabe der LAWA für Nitrit-Stickstoff eingehalten wurde, zwischen 50 und 70 %. Seit 1996 liegt er über 70 % und seit 1999 über 80 %, wobei sich allerdings in den letzten Jahren das Verhältnis von Güteklasse I-II zu Güteklasse II zugunsten letzterer verändert hat (**Abb. 3.2-5**).

Güteklasse I wurde nur an Messstellen angetroffen, die unterhalb durchflossener Seen liegen, wie der Elde unterhalb von Plau, und dem Müritz-Havel-Kanal bei Strasen. Die Zahl der chemoautotrophen Nitrifikanten ist im Wasser von Seen oft sehr gering. In größeren Mengen finden sie sich in den obersten Sedimentzonen. Ammonium wird daher nur relativ langsam oxidiert.

Als gering belastet (Güteklasse I-II) konnten im Jahr 2000 fast 50 % der untersuchten Gewässer eingestuft werden. Im Jahre 2002 sank dieser Anteil auf etwa 25 %. Vor 1995 lag er meist unter 20 %. Verantwortlich für diese starken Veränderungen dürften vor allem die unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen in den Untersuchungsjahren sein. Geringe Temperaturschwankungen können sich in den Gewässern bereits stark auf die Nitrifikation während der Sommermonate auswirken. Der Anteil deutliche belasteter Messstellen lag in den letzten Jahren nur noch zwischen 7 und 15 %. In der ersten Hälfte der 1990er Jahre lag er bei 40 %.



Güteklasse:

I	II	III	IV	keine Daten
Dark Blue	Light Blue	Green	Yellow	White

Jahr:

2002	2001	2000
Triangle	Square	Circle

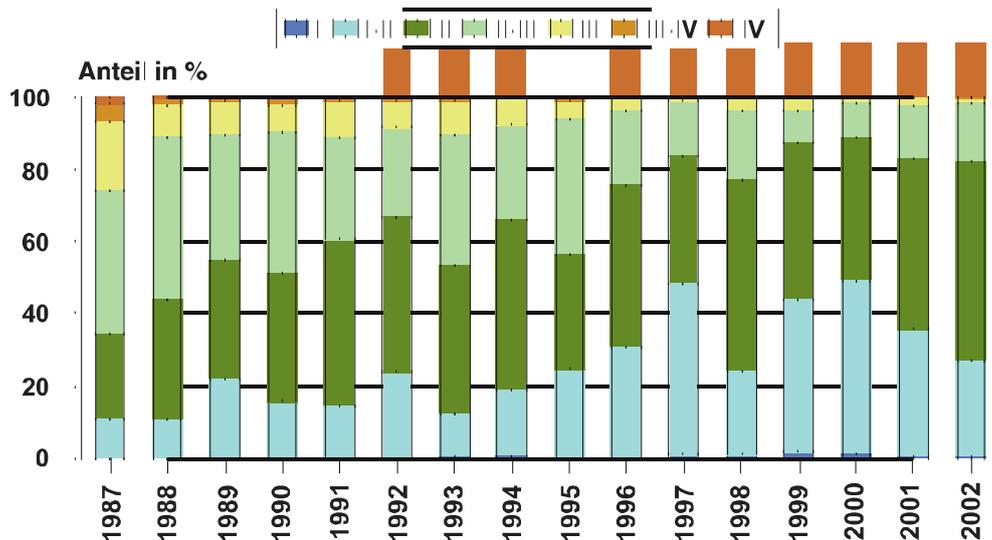


Abb. 3.2-5: Ergebnisse der Klassifizierung des Nitrit-Stickstoffs in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Basis: 152-176 Messstellen pro Jahr)

Erhöhte Belastungen traten in den letzten drei Jahren nur an weniger als 2 % der untersuchten Messstellen auf. Dies waren die bereits beim Ammonium genannten abwasserbelasteten Gewässer

- Maurine unterhalb von Carlow und
- Grabowhöfer Grenzgraben.

Die Alte Nebel war bis einschließlich 2001 als erhöht belastet einzustufen. 2002 wurde die Klasse II erreicht. Deutlich hat sich auch die Nitritbelastung im Peezer Bach und im Augrabener Bach verringert. In der Elbe führte das Sommerhochwasser 2002 zu einer starken Nitritbelastung. Das Gewässer musste daher erstmals seit Jahren wieder der Klasse III zugeordnet werden.

Die Messstellen mit möglichem Referenzcharakter waren fast durchweg als gering belastet (Klasse I-II) einzustufen.

3.2.3 Nitrat-Stickstoff und Gesamt-Stickstoff

Nitrat-Stickstoff ist die dominierende anorganische Stickstoffverbindung. Die aktuellen Nitrat-Konzentrationen in den Fließgewässern sind ganz wesentlich von den hydrologischen und meteorologischen Bedingungen abhängig. In trockenen Jahren, wie 1989 und 1996, wird die Zielvorgabe für Nitrat-Stickstoff in 50 bis 60 % der Gewässer eingehalten, in nassen Jahren liegt dieser Anteil bei nur 10 %. In den Jahren 2000 bis 2002 lag dieser Anteil zwischen 17 und 27 % (Abb. 3.2-6).

In Güteklasse I wurden nur etwa 3 bis 6 % der Messstellen eingestuft. Es waren dies meist Gewässerbereiche unterhalb durchflossener Seen, wie die Nebel unterhalb des

Linstower See und unterhalb des Krakower See, die Mildenitz, die eine ganze Seenkette durchfließt, die Elde unterhalb des Plauer See, die Havel unterhalb des Woblitzsee und der Müritz-Havel-Kanal bei Strasen. Die hier gemessenen sehr niedrigen Nitrat-Konzentrationen können als Ausdruck der Senkenfunktion von Seen für Nährstoffe gewertet werden.

Der Hauptanteil der Gewässer ist wechselweise den Güteklassen II-III und/oder III zuzuordnen, d.h. es dominieren in Mecklenburg-Vorpommern nach wie vor Gewässer mit deutlicher und erhöhter Nitratbelastung. Tendenzielle Veränderungen wie bei Orthophosphat, Ammonium und Nitrit sind beim Nitrat nicht zu erkennen.

Gewässer mit hoher und sehr hoher Nitratbelastungen (Güteklassen III-IV und IV) waren

- die Maurine unterhalb Carlow
- der Oberlauf der Warnow
- die gesamte Beke
- der Peezer Bach,
- der Corleputer Mühlbach,
- Saaler, Langenhanshäger und Prohner Bach im Landkreis Nordvorpommern
- der Große Abzugsgraben
- der Oberlauf der Trebel und insbesondere die Kronhorster Trebel
- der Augrabener Bach
- Linde und Gaetenbach
- Kittendorfer Peene und
- Grabowhöfer Grenzgraben.

Leichte Verringerungen der Nitratbelastungen waren im Hellbach und im Randkanal (bei Bad Doberan), in der Westziese, in der Warbel und im Malliner Wasser auszumachen.

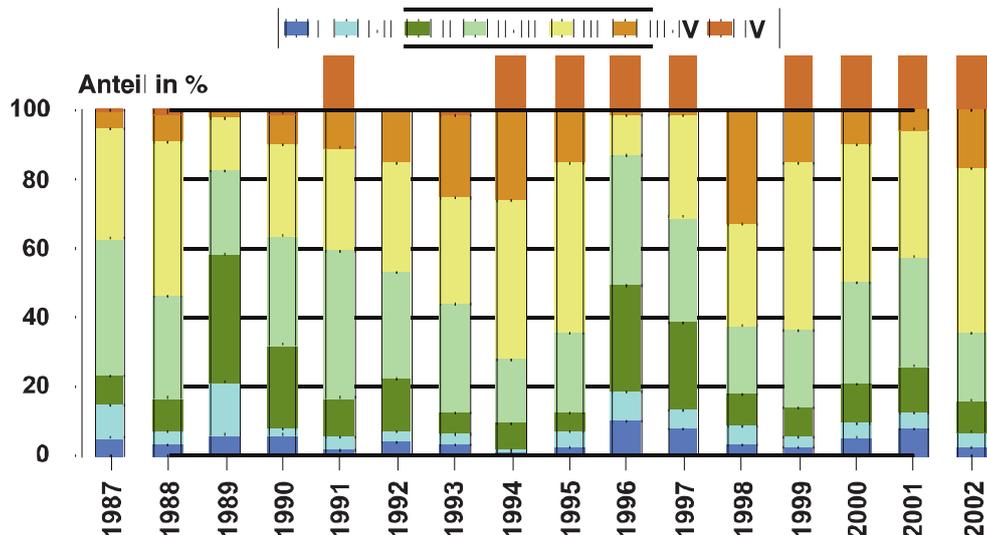


Abb. 3.2-6: Ergebnisse der Klassifizierung des Nitrat-Stickstoffs in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Basis: 152-176 Messstellen pro Jahr)

Die Sondermessstellen zur Ermittlung möglicher Referenzzustände zeigten ein uneinheitliches Bild. Einige Gewässer, wie der Ziebach, der Gehlsbach und der Rote Bach wiesen deutliche, z.T. auch erhöhte Nitratbelastungen auf. Gering bzw. unbelastet waren der Brebowbach, der Mühlgraben, die Ziegendorfer Löcknitz (die Stresendorfer Löcknitz bei Balow wies demgegenüber eine erhöhte Belastung auf), die Wittenbeck und der Klueßer Mühlbach. Die Messstellen in der Ziegendorfer Löcknitz und im Klueßer Mühlbach konnten in allen drei Untersuchungsjahren in die Güteklasse I eingestuft werden. Der im Kreidegebiet des Jasmund auf Rügen fließenden Brisnitzer Bach wies in zwei Jahren Güteklasse I aber 2002 Güteklasse II-III auf.

Einen Überblick über die Nitratbelastung der Gewässer des Landes für den Zeitraum 2000-2002 gibt **Abbildung 3.2-7**. Sehr deutlich werden hierbei regionale Unterschiede sichtbar, die im Wesentlichen auf eine unterschiedliche Landnutzung und Bodenbeschaffenheit zurückzuführen sind. Hohe Nitratkonzentrationen sind in Gewässern anzutreffen, in deren Einzugsgebieten der Anteil an ackerbaulicher Nutzung dominiert. Dies betrifft z.B. die Gewässer in Nordvorpommern und auf Rügen. Geringe Nitratkonzentrationen treten dagegen in der Elde, Mildnitz und Nebel, sowie Uecker und Randow auf, in deren Einzugsgebieten ein hoher Wald- und/oder Grünlandanteil zu verzeichnen ist.

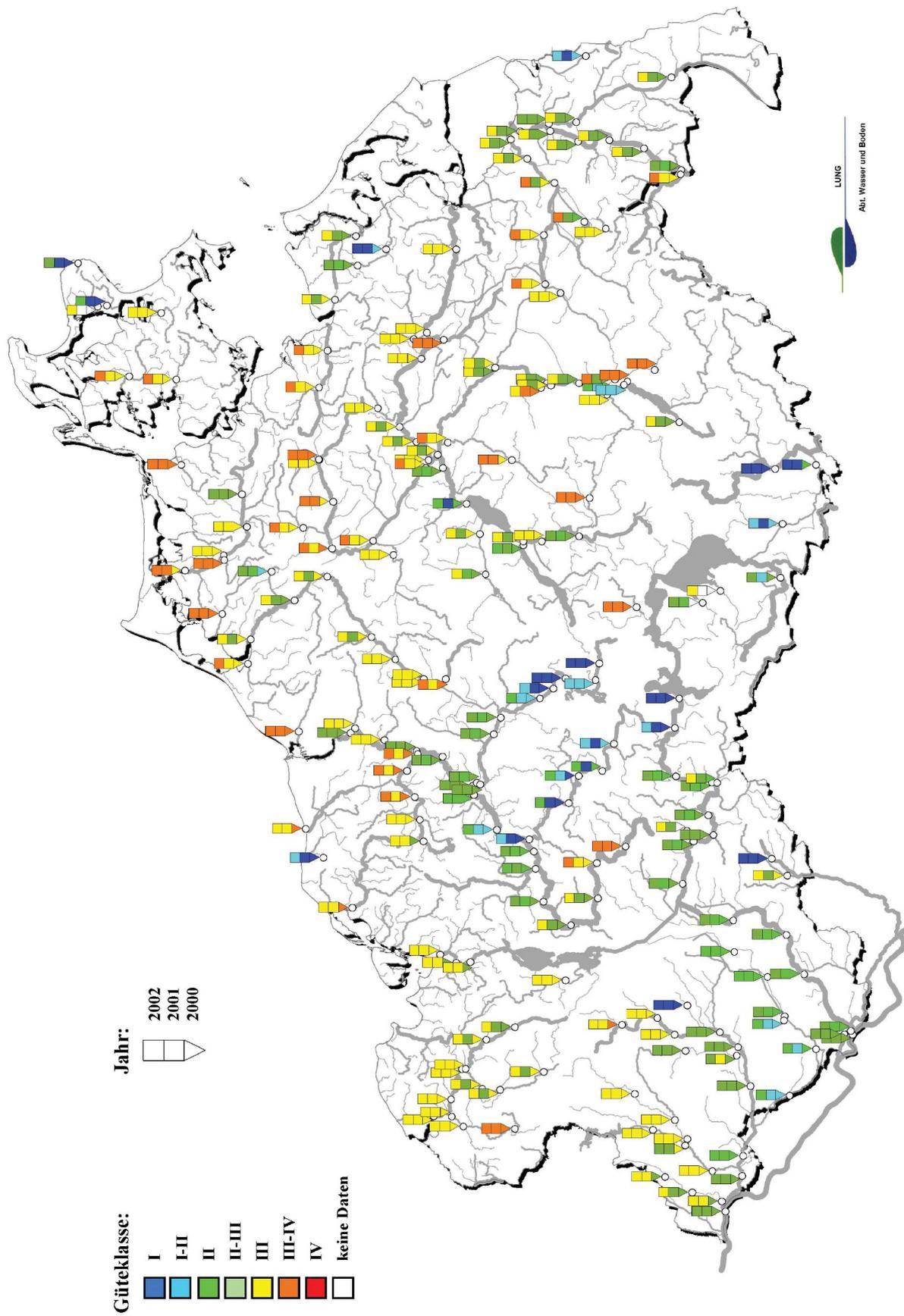
Aufgrund des extrem nassen Abflussjahres 2002 waren zahlreiche Messstellen um eine Klasse schlechter einzustufen als in den beiden Jahren zuvor. Bezogen auf

Mecklenburg-Vorpommern liegt das Abflussjahr 2002 an dritter Stelle der Nassjahre seit 1951 (KLITZSCH, DETHLOFF & ROCHOW 2003).

Zusammen mit Gesamt-Phosphor wurde **Gesamt-Stickstoff** erst Anfang der 1990er Jahre in die Messprogramme zur Überwachung der Fließgewässer aufgenommen. Seit 1994 gehören beide Kenngrößen zum chemischen Grundmessprogramm. Eine Gegenüberstellung der Klassifizierungsergebnisse für die einzelnen Untersuchungsjahre seit 1994 zeigt starke zwischenjährliche Unterschiede (**Tab. 3.2-2**).

In den Gewässern dominieren bezüglich der Belastung mit Gesamt-Stickstoff die Güteklassen II-III und III, aber auch die Güteklasse II-IV erreicht in einigen Jahren einen recht hohen Anteil. So waren 1998 über ein Drittel der Gewässer als hoch belastet einzustufen. In den Jahren 1996 und 1997 lag der Anteil dieser Klasse bei nur 2 %. Der Anteil der Messstellen, an denen die LAWA-Zielvorgabe eingehalten wurde, schwankte zwischen 7 % (1994) und 20 % (1997). Eine tendenzielle Entwicklung ist wie beim Nitrat nicht zu erkennen. Die Ergebnisse der Klassifizierung von Gesamt-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff sind meist sehr ähnlich. Dies ist nicht verwunderlich, da Nitrat die dominierende Stickstoffverbindung ist.

Von den Messstellen mit möglichem Referenzcharakter wiesen die Stresendorfer Löcknitz und der Klueßer Mühlbach sehr geringe Belastungen auf. Alle anderen Referenzmessstellen waren den Güteklassen II bzw. II-III zuzuordnen.



Tab. 3.2-2: Prozentuale Verteilung der Güteklassen beim Gesamt-Stickstoff in Fließgewässern MV's

Jahr	Anzahl Messstellen	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
1994	150	0	0	6,7	18,7	50,0	23,3	1,3
1995	152	0	0,7	9,2	23,7	55,2	11,2	0
1996	152	0	0	17,8	48,0	32,2	2,0	0
1997	152	0	1,3	18,4	44,7	33,6	2,0	0
1998	152	0	0	7,2	24,3	34,2	34,2	0
1999	152	0	0	6,6	27,0	52,6	13,8	0
2000	177	0	0,6	9,0	33,9	49,2	7,3	0
2001	176	1,1	2,3	17,6	33,0	39,2	6,8	0
2002	176	0	2,9	9,1	22,7	49,4	15,3	0,6

3.3 Biologische Untersuchungen

3.3.1 Chlorophyll a und Phytoplanktonbiomasse

In den meisten rückgestauten und seebeeinflussten Fließgewässern bzw. Gewässerabschnitten gehört die Bestimmung des Chlorophyll a erst seit einigen Jahren zum Überwachungsprogramm des Landes. Lediglich in der Warnow liegen langjährige Datenreihen vor. In diesem Gewässer fanden auch schon frühzeitig weitergehende biologische Untersuchungen, wie die Bestimmung des Artenspektrum und der Biomasse des Phytoplanktons, statt (BÖRNER et al. 1994). Der Chlorophyll a-Gehalt gestattet nur eine pauschale Erfassung der im Gewässer vorhandenen Phytoplanktonbiomasse. Auf die Auswirkungen von massenhaftem Wachstum von Phytoplankton auf die Wasserbeschaffenheit von Gewässern wurde im Gewässergütebericht 1998/1999 ausführlich eingegangen. Im letzten Gütebericht wurde auch erstmals ein von der LAWA vorgeschlagenes System zur Klassifizierung der Trophie von planktondominierten Fließgewässern auf der Basis von Chlorophyll a-Untersuchungen (LAWA 1999) angewandt. Danach werden Fließgewässer als planktondominiert angesehen, wenn deren maximaler Chlorophyll a-Gehalt über 80 µg/l und deren 90-Perzentilwert über 20 µg/l liegt. Legt man das 90-Perzentil zugrunde, waren die Mehrzahl der auf Chlorophyll a untersuchten 50 Messstellen als planktondominiert einzustufen. Der Anteil lag zwischen 56 % im Jahre 2002 und 68 % im Jahre 2001. Legt man den Maximalwert zugrunde waren nur 16 % (2002) bzw. 38 % (2000,2001) als planktondominiert anzusprechen (siehe Anlage 3-8). Auf die Diskrepanz bei der Einstufung planktonführender Fließgewässer nach maximalem Chlorophyll a-Gehalt oder dessen 90-Perzentilwert wurde bereits im letzten Gewässergütebericht des Landes hingewiesen.

Als eindeutig nicht durch Phytoplankton dominiert sind nachfolgende Gewässer bzw. Gewässerbereiche anzusehen:

- die gesamte Tollense (sowohl im Oberbach, dem Ausfluss aus dem Tollensesee, als auch im Mündungsbereich der Tollense betragen die mittleren Chlorophyll a-Gehalte 10-20 µg/l)
- der Oberlauf der Trebel bis Tribsees
- Ryck, Barthe und Recknitz (mit Ausnahme des unmittelbaren Mündungsbereiches)
- die Nebel im Nebeldurchbruchstal,
- die Elde zwischen Plauer See und Neustadt-Glewe sowie
- der durch eine Schleuse regulierte Randkanal bei Bad Doberan.

In diesen Gewässern wurden überwiegend Chlorophyll a-Gehalte unter 20 µg/l gemessen. Die Untersuchungen können hier möglicherweise eingestellt werden.

Wie sich der Chlorophyll a-Gehalt in einem nur schwach mit Impfpflankton aus einem See beeinflussten Fluss im Flussverlauf ändern kann, zeigt eine Längsschnittbetrachtung in der Elde zwischen Plauer See und Mündung in die Elbe bei Dömitz. Unterhalb des Plauer See besaß die Elde in den letzten Jahren eine mittlere Chlorophyll a-Konzentration von nur 4 bis 8 µg/l. Ab Lübz steigt sie dann gewöhnlich kontinuierlich an und erreicht kurz vor der Einmündung in die Elbe die höchsten Werte. Allerdings ist dieser Anstieg in den einzelnen Jahren sehr unterschiedlich ausgeprägt (siehe Abb. 3.3-1). 1998 und 1999 war eine starke Zunahme auf Mittelwerte knapp unter 40 µg/l zu beobachten, d.h. die Chlorophyllwerte hatten sich auf einer Fließstrecke von etwa 80 km verfünffacht. In den Jahren 2000 und 2001 war nur eine Zunahme auf mittlere 20 µg/l und im Jahre 2002 war fast keine Zunahme festzustellen. In Dömitz wurde in diesem Jahr ein Mittelwert von nur 10 µg/l ermittelt. Größere Algenblüten blieben in diesem Nassjahr möglicherweise aufgrund der erhöhten Wasserführung aus. Die Abhängigkeit zwischen Wasserführung und Algenwachstum wurde bereits von NUSCH & KOPPE (1978) beschrieben und konnte auch in der Warnow nachgewiesen werden (BACHOR et al. 1988). Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass die Phosphatkonzentrationen in der Elde immer noch auf einem Niveau liegen, welche Planktonblüten ermöglichen.

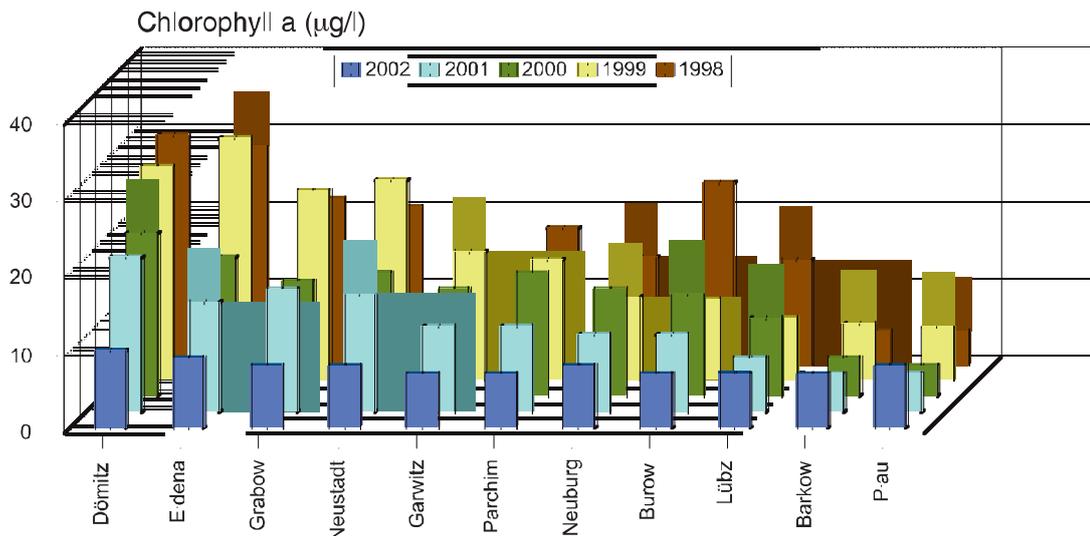


Abb. 3.3-1: Veränderungen der mittleren Chlorophyll a-Gehalte im Flusslängsschnitt der Elde

Nachfolgend sollen die am stärksten durch Phytoplankton geprägten Fließgewässerabschnitte betrachtet werden. Es sind dies

- die beiden Elbemesstellen Boizenburg und Dömitz
- der Saiser Bach, ein Ablauf der polytrophen Wostewitzer Teiche auf Rügen,
- der Weiße Graben unterhalb des polytrophen Galenbecker See
- die Mildenitz kurz unterhalb des hoch eutrophen bis polytrophen Sternberger See,
- der Dahmer Kanal zwischen Malchiner und Kummerower See
- die rückgestauten Mündungsbereiche von Stepenitz, Warnow und Peene sowie
- der seebeeinflusste Müritz-Havel-Kanal.

Hierbei findet das aus dem LAWA-Arbeitskreis „Biologische Gewässerbewertung“ zur Erprobung empfohlenen Klassifizierungssystem Anwendung, welches im Gewässergütebericht 1998/1999 ausführlich beschrieben wurde. Für die Klasseneinstufung wurden generell nur die Mittelwerte herangezogen, da die Anzahl der Messwerte in dem für die Klassifizierung heranzuziehenden Zeitraum (1.03. bis 31.10.) überwiegend für eine Berechnung des 90-Perzentilwertes nicht ausreichte.

Die Elbe war nach dem LAWA-Ansatz im Jahre 2000 an den Messstellen Dömitz und Boizenburg als polytroph bis saprotroph (Klasse III-IV) anzusprechen. In den beiden Folgejahren wurden geringere Chlorophyll a-Gehalte angetroffen und sie konnte in Klasse III eingestuft werden. Die in der Elbe gebildete Biomasse hat große Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt des Flusses. Die deutlichen Verbesserungen im Sauerstoffhaushalt der Mittel- und Unterelbe sind maßgeblich auf die verstärkte Bioaktivität der Algen seit dem Wegfall von Industrieabwässern aus dem mitteldeutschen Raum zurückzuführen.

Ebenfalls polytrophe bis polysaprobe Verhältnisse sind im Saiser Bach bei Borchitz anzutreffen. Der Saiser Bach auf Rügen bildet den Ablauf der Wostewitzer Teiche, die durch extrem starke Algenentwicklungen gekennzeichnet sind. Die aus den Wostewitzer Teichen ausgetragenen Algenbiomassen gelangen über den Saiser Bach in den Kleinen Jasmunder Bodden und führen dort zu einer zusätzlichen Belastung des Sauerstoffhaushaltes.

Klasse III-IV wurde neben den bereits genannten Messstellen sonst nur noch für den Weißen Graben im Jahre 2002 erhalten. Der Weiße Graben wird aus dem Galenbecker See gespeist, der 2001 nach der LAWA-Richtlinie für stehende Gewässer als polytroph-2 bewertet wurde. Im Jahre 2001 war der Weiße Graben in Klasse III und in 2000 in Klasse II-III einzustufen. Polytrophe Verhältnisse (Klasse III) waren auch in der Mildenitz unterhalb des polytrophen Sternberger Sees (2000 und 2001), sowie im Aubach unterhalb des Medeweger Sees (2000) zu verzeichnen.

Eu- bis polytrophe Verhältnisse (Klasse II-III) kennzeichnen weitere seebeeinflusste und gestaute bzw. rückgestaute Gewässerbereiche. Relativ konstant dieser Güteklasse zuzuordnen sind die Stepenitzmessstellen Dassow und Rodenberg, die Messstellen der Warnow in Kessin und Werle, die Messstellen der Peene in Anklam und Jarmen, der Dahmer Kanal bei Malchin und die Elde bei Dömitz. Wie bereits erwähnt, liegen für die Warnow Ergebnisse langjähriger biologischer Untersuchungen vor, so dass sich hier eine zeitliche Betrachtung anbietet. Im letzten Gütebericht wurde bereits auf die Abnahme der Chlorophyll a-Konzentrationen im Unterlauf der Warnow seit dem Jahre 1993 hingewiesen. Dies kann nun auch durch eine Auswertung der Biomassewerte durch BÖRNER (2003) untermauert werden (**siehe Abb. 3.3-2**).

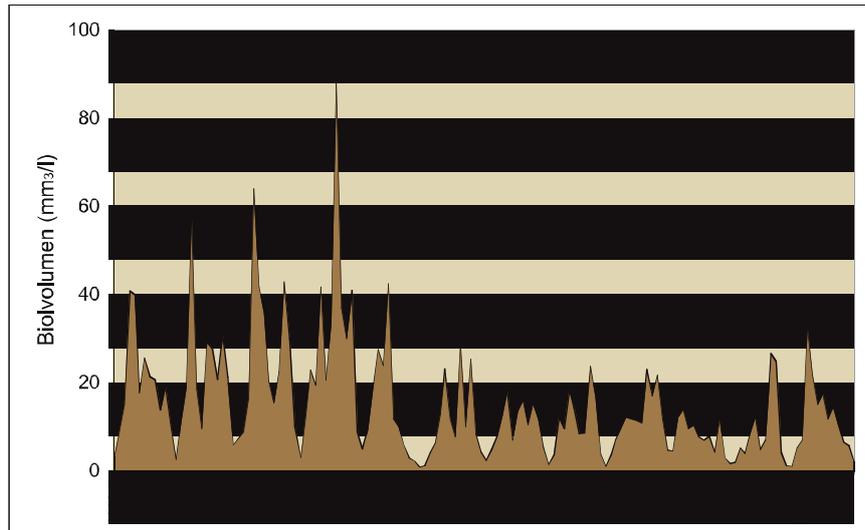


Abb. 3.3-2: Veränderungen des Phytoplanktonbiovolumen in der Warnow bei Kessin (BÖRNER 2003)

Augenfällig ist die drastische Abnahme der Biomasse des Phytoplanktons im Spätsommer 1993. Danach blieben Biovolumina über 30 mm³/l, wie sie in den Vorjahren alljährlich zu beobachten waren, aus.

Zwar sind die mittleren Gesamt-P-Konzentrationen von über 200 µg/l zum Anfang der 1990er Jahre auf mittleren 100 µg/l in den Jahre 1999-2002 zurückgegangen, jedoch liegen diese Konzentrationen noch weit oberhalb der Schwelle, bei denen eine Reduzierung der Phytoplanktonbiomasse erwartet werden kann. Nach CHORUS (1995) liegt der P-Schwellenwert bei 30-60 µg/l. Allerdings konn-

te in tiefen Seen Ostbrandenburgs nach Halbierung der externen P-Last in den letzten Jahren mit einer Abnahme der Gesamt-P- und Chlorophyll a-Konzentrationen ein Anstieg der Sichttiefen beobachtet werden, ohne dass die von Chorus (1995) genannten P-Schwellenwerte unterschritten wurden (RÜCKERT et al. 2003). In den rückgestauten und planktondominierten Unterläufen von Peene und Warnow waren in den letzten Jahren ebenfalls deutlich geringerer Gesamt-P- und Chlorophyll a-Konzentrationen festzustellen. Auch bei den Sichttiefen sind mehr (Peene) oder weniger (Warnow) deutlich positive Entwicklungen auszumachen (**Tab. 3.3-1**).

Tab. 3.3-1: Gesamt-Phosphor, Chlorophyll a und Sichttiefen in Warnow und Peene, 1989-1992 und 1999-2002

Gewässer/Messstelle	Gesamt-Phosphor (µg/l)			Chlorophyll a (µg/l)			Sichttiefe (cm)		
	10-P	50-P	90-P	10-P	50-P	90-P	10-P	50-P	90-P
Warnow/Kessin									
1989/92	128	230	394	12	61	142	50	75	110
1999/02	70	100	147	8	21	50	61	90	120
Peene/Anklam									
1989/92	175	387	915	8	50	103	30	60	128
1999/02	60	110	203	4	13	44	80	140	187

10-P = 10-Perzentil, 50-P = 50-Perzentil, 90-P = Perzentil

3.3.2 Saprobiologische Untersuchungen

Seit dem Jahr 1976 gibt die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) in ungefähr fünfjährigen Abständen eine biologische Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland heraus. In der letzten gesamtdeutschen Gütekarte 2000 (LAWA 2002) wird ein Überblick über den aktuellen Gütezustand der Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland gegeben. Das gewässerschutzpolitische Ziel der LAWA ist die Erreichung der Gewässergüteklasse II,

d.h. eine flächendeckend mäßige Belastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen (**Tab. 3.3-2**).

Zur Indikation der Gewässergüte wird das auf dem Saprobien-system beruhende Verfahren des Saprobienindex (SI) nach der derzeit gültigen DIN-Norm 38 410 angewandt. Das Verfahren des SI beruht im wesentlichen auf dem Prinzip der Bioindikation. Die Wirkung einer organischen Belastung auf die in den Gewässern lebenden Organismen wird anhand eines Indexwertes ermittelt. Diesem Indexwert wird eine von sieben Güteklassen zugeordnet (**Tab. 3.3-2**). Physiographische Merkmale des Gewässers

Tabelle 3.3-2: Die Gewässergüteklassen des Saprobien-systems (nach LAWA 1995)

Güteklasse	Farbe	Saprobien-index-bereich	Saprobie-bereich	Grad der Belastung	Definition der Güteklassen
I	dunkelblau	1,0 bis < 1,5	oligo-saprob	unbelastet bis sehr gering belastet	Gewässerabschnitte mit reinem, stets annähernd sauerstoffgesättigtem und nährstoffarmem Wasser; geringer Bakteriengehalt; mäßig dicht besiedelt, vorwiegend mit Algen, Moosen, Strudelwürmern und Insektenlarven; sofern sommerkühl, Laichgewässer für Salmoniden.
I-II	hellblau<	1,5 bis 1,8	oligo-bis betameso-saprob	gering belastet	Gewässerabschnitte mit geringer anorganischer Nährstoffzufuhr und organischer Belastung ohne nennenswerte Sauerstoffzehrung; dicht und meist in großer Artenvielfalt besiedelt; sofern sommerkühl, Salmonidengewässer.
II	dunkelgrün	1,8 bis < 2,3	betameso-saprob	mäßig belastet	Gewässerabschnitt mit mäßiger Verunreinigung und guter Sauerstoffversorgung; sehr große Artenvielfalt und Individuendichte von Algen, Schnecken, Kleinkrebsen, Insektenlarven; Wasserpflanzenbestände können größere Flächen bedecken; artenreiche Fischgewässer.
II-III	gelbgrün<	2,3 bis 2,7	betameso-bis alphameso-saprob	kritisch belastet	Gewässerabschnitte, deren Belastung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen einen kritischen Zustand bewirkt, Fischsterben infolge Sauerstoffmangels möglich; Rückgang der Artenzahl bei Makroorganismen; gewisse Arten neigen zu Massenentwicklung; fädige Algen bilden häufig größere flächendeckende Bestände.
III	gelb	2,7 bis < 3,2	alphameso-saprob	stark verschmutzt	Gewässerabschnitte mit starker organischer sauerstoffzehrender Verschmutzung und meist niedrigem Sauerstoffgehalt; örtlich Faulschlammablagerungen; Kolonien von fadenförmigen Abwasserbakterien und festsitzenden Wimpertieren übertreffen das Vorkommen von Algen und höheren Pflanzen; nur wenige, gegen Sauerstoffmangel unempfindliche tierische Makroorganismen wie Egel und Wasserasseln kommen bisweilen massenhaft vor; mit periodischem Fischsterben ist zu rechnen.
III-IV	orange	3,2 bis < 3,5	alphameso-bis polysaprob	sehr stark verschmutzt	Gewässerabschnitte mit weitgehend eingeschränkten Lebensbedingungen durch sehr starke Verschmutzung mit organischen, sauerstoffzehrenden Stoffen, oft durch toxische Einflüsse verstärkt; zeitweilig totaler Sauerstoffschwund; Trübung durch Abwasser-schwebstoffe; ausgedehnte Faulschlammablagerungen; durch Wimpertierchen, rote Zuckmückenlarven oder Schlammröhrenwürmer dicht besiedelt; Rückgang fadenförmiger Abwasserbakterien; Fische nicht auf Dauer und nur ausnahmsweise anzutreffen.
IV	rot	3,5 bis 4,0	polysaprob	übermäßig verschmutzt	Gewässerabschnitte mit übermäßiger Verschmutzung durch organische sauerstoffzehrende Abwässer; Fäulnisprozesse herrschen vor; Sauerstoff über lange Zeit in sehr niedrigen Konzentrationen vorhanden oder gänzlich fehlend; Besiedlung vorwiegend durch Bakterien, Geißeltierchen und freilebende Wimpertierchen; Fische fehlen; bei starker toxischer Belastung biologische Verödung.

und ausgewählte chemische Messgrößen werden als sog. Hilfsgrößen zur Bewertung ergänzend herangezogen. Der Saprobienindex indiziert im wesentlichen die Belastung der Gewässer mit leicht abbaubaren organischen Stoffen, die zumeist aus Abwässern kommunaler Kläranlagen stammen. Im Extremfall führt der Abbau organischer Substanz zur Sauerstoffverarmung und biologischen Verödung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Güteklasse IV – übermäßig verschmutzt).

Der Saprobienindex ist nur anwendbar in Flüssen und Bächen Mitteleuropas (LAWA 2002). Erfahrungsgemäß kann es in Mecklenburg-Vorpommern Probleme bei der Anwendung des Saprobienindex in sehr langsam fließenden und natürlich rückgestauten bzw. stauregulierten Fließgewässern geben, da hier die für ein Fließgewässer typischen Arten nicht oder vermindert angetroffen werden. Die z.T. hohe Nährstoffbelastung dieser Gewässer, mit einer ausgeprägten Phytoplanktonentwicklung, führt zu einem weiteren Effekt. Die absterben Algenmassen schlagen sich als organische Sekundärbelastung (Autosaprobie) in der Bewertung nieder. Eine Bewertung der Fließgewässer mit dem SI ist deshalb nicht in allen Bereichen sinnvoll möglich, weil der Anteil dieser Fließgewässer bzw. Fließgewässerabschnitte in M-V beträchtlich ist. In solchen Fällen können chemische Messgrößen zur Indikation unterstützend herangezogen werden.

Nach der überblicksmäßigen Kartierung für die biologische Gütekarte 2000 der BRD (Gewässergütebericht 1998/1999) wurden in den Jahren 2000 bis 2002 in Mecklenburg-Vorpommern an 57 Messstellen saprobiologische Untersuchungen durchgeführt. Dabei wurden vor allem Bäche und kleine Flüsse untersucht. Im mecklenburgischen Landesteil wurden in diesem Zeitraum der Schwanheider Mühlenbach, die Radegast, der Kraaker Mühlenbach, der

Aubach, der Wallensteingraben, der Thürkower Bach und die Warbel und in Vorpommern der Ryck, die Swinow, der Brebowbach und die Randow untersucht. Die Ergebnisse sind in der **Anlage 3-9** zusammengestellt.

Von den 57 untersuchten Messstellen wurden 47 (82 %) in die Güteklasse II (mäßig belastet) und 10 (18 %) in die Güteklasse II-III (kritisch belastet) eingestuft. Kritisch belastete Fließstrecken befanden sich im Aubach bei Alt Meteln und unterhalb des Dambecker Sees, im Thürkower Bach südlich von Matgendorf und im Oberlauf der Randow. Bis auf den Untersuchungsabschnitt Groß Petershagen, der auch 1999 die Güteklasse II zeigte, musste der nach wie vor kritisch belastete Ryck ab Bartmannshagen bis oberhalb Greifswald in die Güteklasse II-III eingeordnet werden.

Die Modernisierung und der Neubau von Kläranlagen hatte seit Anfang der 1990er Jahren in Mecklenburg-Vorpommern eine deutliche Abnahme der Abwasserbelastung zur Folge. Ergebnis ist eine überwiegend gute, z.T. sehr gute Wasserqualität in Bezug auf die Parameter des Sauerstoffhaushalts und der organischen Belastung (vgl. Kap. 3.1). Durch die vorliegende Gütebewertung mit dem Saprobienindex wird ebenfalls deutlich, dass die Belastung mit leicht abbaubaren organischen Stoffen in Mecklenburg-Vorpommerns Fließgewässern - bis auf wenige Ausnahmen - praktisch keine Rolle mehr spielt. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die rückgestauten Gewässerbereiche keine Bewertung mit dem Saprobienindex erlauben. Eine Bewertung der Fließgewässer mit dem Saprobienindex bietet daher kaum noch Ansätze für gezielte Fließgewässerschutzmaßnahmen. Zur Ermittlung ökologischer Defizite in den Fließgewässern ist der Standorttypindex entwickelt worden (LUNG 2002).

3.4 Schadstoffe im Wasser, Schwebstoff und Sediment

3.4.1 Schwermetalle und Arsen im Wasser

Die Übergangs- und Schwermetalle kommen unter normalen Bedingungen in Fließgewässern nur in Spuren, d.h. im Mikrogrammbereich und einige (Hg, Cd) sogar im Nanogrammbereich, vor. Teilweise werden die Metallionen in erheblichem Umfang an Schwebstoffen und Partikeln gebunden transportiert, weshalb eine Bestimmung am partikulär gebundenen Material zunehmend in die Untersuchungsprogramme der Länder integriert wird. Allerdings ist der Aufwand für die Gewinnung von Schwebstoffproben sehr viel höher als bei der Gewinnung von Wasserproben.

In Mecklenburg-Vorpommern fand bei den Schwermetalluntersuchungen in der Wasserphase mit Ausnahme von Quecksilber im Jahre 2001 ein Methodenwechsel statt. Bis 2000 wurden generell angesäuerte, unfiltrierte Wasserproben ohne Säureaufschluss untersucht. In den Jahren 2001 und 2002 mussten die Schwermetallbestimmungen (außer Quecksilber) aus Kapazitätsgründen an eine private Untersuchungseinrichtung, dem Labor für Umweltanalytik GmbH Schwerin, vergeben werden. Als Messmethode gelangte die ICP-MS zum Einsatz, wobei alle Wasserproben vor der Messung einem Säureaufschluss unterzogen wurden. An einigen Messstellen fanden Parallelmessungen in den nicht aufgeschlossenen Proben statt. Die detaillierte Beschreibung der Messmethoden ist der **Anlage 2-3** auf beigefügter CD-ROM zu entnehmen.

Im Jahre 2000 wurden 20 Messstellen, 2001 acht und 2002 dreizehn Messstellen untersucht, wobei überwiegend eine monatliche Probenahme realisiert wurde. Die Ergebnisse sind in aggregierter Form auf der CD-ROM enthalten (**Anlagen 3-10 bis 3-25**). Als statistische Jahreskennzahlen wurden die Anzahl der Messwerte, die Anzahl der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, Mittel- und Maximalwert sowie 50- und 90-Perzentilwert berechnet. Für Messstellen, die seit 1993 untersucht werden, erfolgte eine Zusammenstellung der Jahreskennzahlen für den Zeitraum 1993-2002. Nachfolgend sollen die Ergebnisse elementbezogen vorgestellt und diskutiert werden.

Das Halbmetall **Arsen** kommt ubiquitär verbreitet in allen Umweltmatrizes vor. Dazu hat die bergbauliche Gewinnung, industrielle Anwendung und nachfolgend die oxidative Umwandlung mikrobiell gebildeter, leicht flüchtiger Di- und Trimethylarsine in der Atmosphäre zu Kalkodylsäure beigetragen (UMWELTBUNDESAMT 2003). Anthropogen gering belastete Fließgewässer weisen im Mittel Arsenkonzentrationen zwischen 0,3 und 3,5 µg/l auf (FERGUSON

1990, MERKEL & SPERLING 1998). Die in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahre 2000 (Gesamtwasserphase ohne Aufschluss) bestimmten Arsenkonzentrationen lagen im Mittel zwischen 0,3 und 2 µg/l, wobei vereinzelt auch höhere Werte bis 6,3 µg/l anzutreffen waren. Die in den beiden Folgejahren nach Säureaufschluss vermessenen Wasserproben wiesen im Mittel etwa doppelt so hohe Konzentrationen auf. Die Medianwerte lagen in beiden Untersuchungsjahren zwischen 1 und 2,5 µg/l; einzig die Elbe wies im Jahre 2002 ein deutlich erhöhtes Konzentrationsniveau auf (**Anlage 3-10**). Ursache hierfür war der starke Anstieg der Arsenkonzentrationen während des Sommerhochwassers der Elbe (ARGE 2003, BACHOR 2003). In den zurückliegenden Jahren wurden an wenigen Messstellen sehr vereinzelt auch Werte über 10 µg/l bestimmt (**Anlage 3-11**). Für das Element Arsen liegen derzeit in der Bundesrepublik Deutschland noch keine Zielvorgaben vor.

SCHUDOMA (1994) gibt für **Blei** einen natürliche Hintergrundbereich von 0,4 bis 1,7 µg/l an. Die aus der Schwebstoffphase für die Wasserphase berechnete Zielvorgabe für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ beträgt 3,4 µg/l. Diese wurde im Jahre 2000 in keinem Gewässer des Landes überschritten. In den Folgejahren war dies jeweils in der Elbe und 2001 auch in der Warnow der Fall. (**Anlage 3-12**) Wie Vergleichsuntersuchungen in nicht aufgeschlossenen und aufgeschlossenen Wasserproben belegen, werden in letzteren im Durchschnitt um ca. 20 bis 40 % höhere Werte erhalten. Die Ergebnisse in den unaufgeschlossenen und aufgeschlossenen Wasserproben zeigen einen hochsignifikanten Zusammenhang (**Abb. 3.4-1**).

Auch in der Warnow/Kessin und Peene/Anklam existieren eng korrelierte Beziehungen ($R^2=0,92$ bzw. 0,86) zwischen den Pb-Befunden in Wasserproben ohne und nach Aufschluss, so dass für diese Messstellen prinzipiell die Vergleichbarkeit der Daten vor 2001 mit denen danach hergestellt werden kann. Tendenzielle Veränderungen der für ausgewählte Fließgewässer seit 1993 vorliegenden Pb-Konzentrationen lassen sich nicht erkennen (**Anlage 3-13**). Im Vergleich zu den anderen Gewässern wies die Elbe in nahezu allen Untersuchungsjahren deutlich höhere Konzentrationen auf. Am 2.05.2002 und 24.07.2002 waren in der Elbe/Boizenburg mit 25 bzw. 23 µg/l sehr hohe Pb-Konzentrationen zu verzeichnen. In beiden Proben wurden sehr hohe Schwebstoffkonzentrationen (51,8 mg/l bzw. 67,1 mg/l) bestimmt. Während des Sommerhochwassers im August 2002 waren an der Messstelle Dömitz demgegenüber nur maximal 4,4 µg/l Pb bei Schwebstoffkonzentrationen von 6 mg/l bis 12 mg/l zu verzeichnen. Blei gehört zu den stark partikelreaktiven Elementen.

Cadmium kommt in oberirdischen Gewässern gewöhnlich nur im Nanogrammbereich vor. Eine wichtige Eintragsquelle für die Umwelt stellt die Freisetzung von Cadmium durch die Verbrennung Cd-haltiger Kohle dar. Als geogener

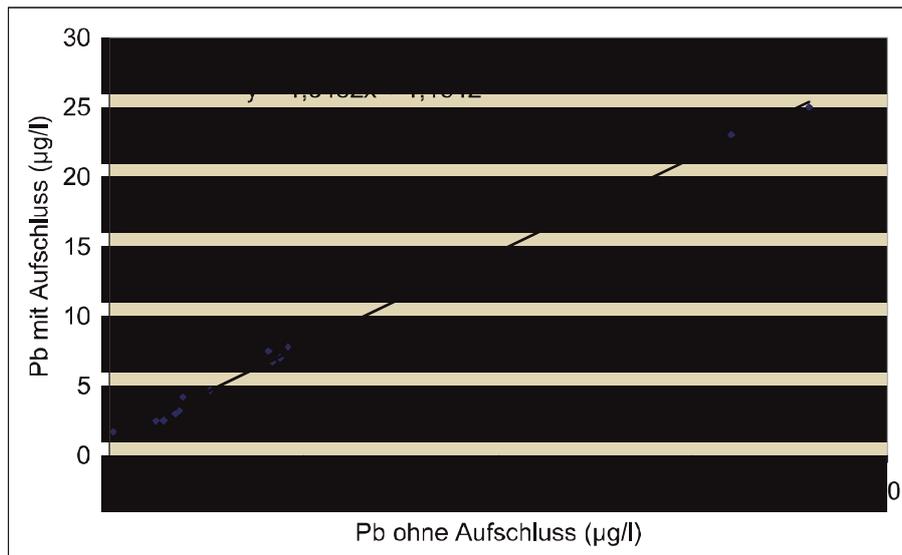


Abb. 3.4-1: Pb-Befunde in Wasserproben der Elbe/Boizenburg ohne und nach Säureaufschluss, 2002

Hintergrundbereich werden für Cadmium 9 bis 36 ng/l in der Wasserphase angegeben SCHUDOMA (1994). Der aus der Schwebstoff- auf die Wasserphase berechnete Zielvorgabewert für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ beträgt 72 ng/l. Gemessen am Prüfwert (Median) waren in den letzten Jahren Überschreitungen in der Tollense/Demmin, Uecker/Ueckermünde, Randow/Eggesin, Elbe/Boizenburg, Sude/Bandekow, Elde/Dömitz und Elde/u.Parchim festzustellen (**Anlage 3-14**). Da Cadmium ebenso wie Blei zu einem großen Anteil (65 bis 75 %) adsorbiert an Schwebstoffen vorliegt, war nach Einführung des Säureaufschlusses ab 2001 mit höheren Werten zu rechnen. An der Elbe-Messstelle Boizenburg wurde im Durchschnitt des Jahres 2002 ein an Schwebstoffen gebundener Anteil von 74 % ermittelt. Die Cd-Befunde in den Elbwasserproben ohne und nach Aufschluss wiesen dabei einen hochsignifikanten Zusammenhang auf ($R^2=0,99$). In der Peene und Warnow lag die überwiegende Anzahl der Messwerte in den Wasserproben ohne Aufschluss unterhalb der Bestimmungsgrenze während nach Aufschluss messbare Konzentrationen vorlagen. Der Vergleich der Jahreskenndaten für die Jahre 1993 bis 2002 lässt keinen eindeutigen Trend erkennen. Durch die Einführung des Säureaufschlusses wurden in den letzten beiden Jahre merklich höhere Konzentrationen nachgewiesen. (**Anlage 3-15**).

Chrom kommt in natürlichen Gewässern in gelöster Form in den Oxidationsstufen +3 und +6 vor. Chrom und seine Verbindungen werden zu etwa 50 % durch die Verbrennung fossiler Kohlenstoffträger, zu 30 % durch industrielle Abwassereinleitungen aus der Textilfärbung, Ledergerberei, Farbfotografie, Metallurgie und Galvanik und zu 20 % durch die Abgase aus dem Straßenverkehr in die Umwelt eingetragen (SCHNEIDER et al. 2003). Die Cr(III)-Verbindungen sind nur gering, Cr(VI)-Verbindungen dagegen sehr gut wasserlöslich. Cr(VI) wirkt akut toxisch. Die gebundenen Chrom-Anteile an den Schwebstoffen können sehr

stark variieren. Während der schwebstoffgebundene Anteil in der Elbe bei weniger als 10 % lag, betrug er in der Warnow durchschnittlich 40 % und in der Peene knapp 50 %. Bis zum Jahr 2000 lagen die Chrom-Konzentrationen in den meisten Gewässern überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze und damit auch deutlich unter der von Schudoma (1994) angegebenen Hintergrundkonzentration von 2,5 µg/l. Mit dem Einsatz der ICP-AES wurden im Gegensatz zu den früheren Jahren an fast allen Messstellen Messwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze erhalten. In den meisten Gewässern lag das mittlere Konzentrationsniveau unter 1 µg/l. Lediglich in der Elbe, Elde und Sude wurde dieses überschritten (**Anlage 3-16**). Vereinzelt traten unerklärlich hohe Cr-Konzentrationen in Verbindung mit ebenfalls sehr hohen Ni-Konzentrationen auf. Diese Werte, die um ein Vielfaches über dem bekannten Konzentrationsbereich lagen, weisen auf Kontaminationen bei der Probenahme hin – Abrieb von Edelstahlspänen bei einer neuen Tauchpumpe – und wurden für die statistischen Berechnungen nicht berücksichtigt.

Anthropogen unbeeinflusste Oberflächengewässer enthalten **Kupfer**-Konzentrationen von 0,5 µg/l bis 2 µg/l (SCHUDOMA 1994). Die aus der Schwebstoffphase auf die Wasserphase umgerechnete Zielvorgabe für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ wird mit 4 µg/l angegeben. Kupfer ist fischtoxisch und ruft bereits in niedrigen Konzentrationen um 1 µg/l Schädigungen bei Blaualgen hervor (BUSCH et al. 1986). Gemessen am 50-Perzentilwert traten Zielvorgabe-Überschreitungen in der Elbe/Boizenburg und Randow/Eggesin jeweils im Jahr 2002 auf (**Anlage 3-19**). Durch die Einführung des Säureaufschlusses wurden in den letzten beiden Jahre etwas höhere Konzentrationen nachgewiesen. Allerdings lagen die Mehrbefunde überwiegend nur im Bereich von 5 bis 10 %. Tendenzuelle Entwicklungen sind nicht erkennbar (**Anlage 3-18**).

Ein besonders mobiles Schwermetall ist **Nickel**. Ursache hierfür sind Komplektierungsprozesse mit Huminstoffen und synthetischen Komplektbildnern. Flusswässer in Europa enthalten Ni-Konzentrationen zwischen 4 und 14 $\mu\text{g/l}$ (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 1992). Als natürlichen Hintergrundbereich gibt Schudoma (1994) 0,6 bis 2,2 $\mu\text{g/l}$ an. Die aus der Schwebstoffphase auf die Wasserphase abgeleitete Zielvorgabe für das Schutzgut „aquatische Lebensgemeinschaften“ wird mit 4,4 $\mu\text{g/l}$ angegeben. Gemessen am 50-Perzentilwert trat lediglich in der Elbe (2002) eine geringfügige Überschreitung dieses Wertes auf (**Anlage 3-20**). Unerklärlicherweise waren in den nicht aufgeschlossenen Elbwasserproben etwas höhere Messwerte zu registrieren als in den aufgeschlossenen Proben. Gewöhnlich werden nach Säureaufschluss etwa um 10 bis 15 % höhere Messwerte erhalten. Peene, Tollense und Uecker wiesen weiterhin deutlich niedrigere Ni-Konzentrationen auf als Elbe, Sude und Elde. Tendenzielle Entwicklungen sind beim Nickel nicht erkennbar (**Anlage 3-21**).

Nach MERKEL & SPERLING (1998) enthalten unbelastete oberirdische Gewässer bis zu 10 $\mu\text{g/l}$ **Zink**. Demgegenüber nennt Schudoma (1994) einen Bereich von 1,8 bis 7 $\mu\text{g/l}$. Die abgeleitete Zielvorgabe für die „aquatischen Lebensgemeinschaften“ wird mit 14 $\mu\text{g/l}$ angegeben. In den Jahren 2001 und 2002 wurde dieser Zielvorgabewert in der Elbe und Peene überschritten und in der Uecker erreicht (**Anlage 3-22**). Vereinzelt wurden Werte im Bereich von 20 bis 100 $\mu\text{g/l}$ nachgewiesen. Als Eintragsquellen für anthropogenes Zink kommen kommunale Abwässer und diffuse Einträge in Betracht. Nach SCHNEIDER et al. (2003) ist die Belastung der Fließgewässer durch Zink in der Bundesrepublik Deutschland teilweise schon weit vorangeschritten. Ein Trend ist für die Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns anhand der Befunde in der Wasserphase seit 1993 nicht auszumachen (**Anlage 3-23**).

Aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit ist **Quecksilber** heute ubiquitär in der Umwelt verteilt, woran Hg-organische Ver-

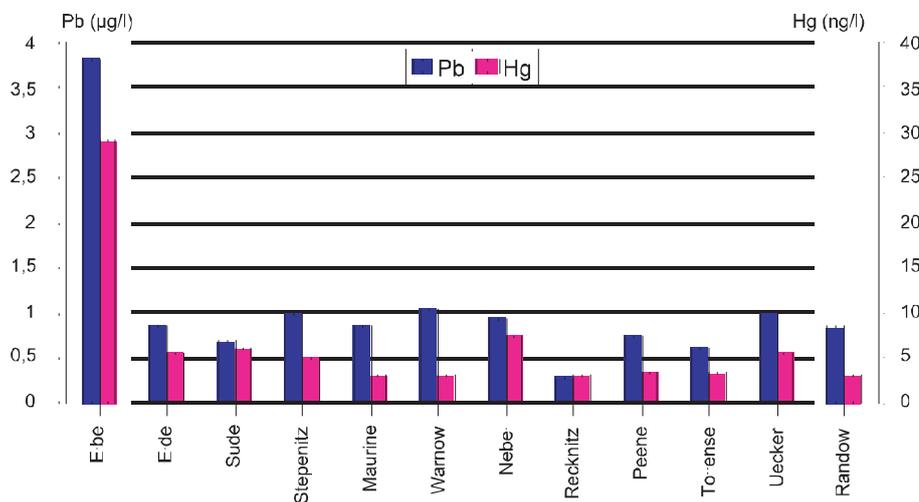


Abb. 3.4-2: Hg- und Pb-Befunde in Wasserproben von Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Vergleich zur Elbe/Boizenburg, Medianwerte 2001/2002

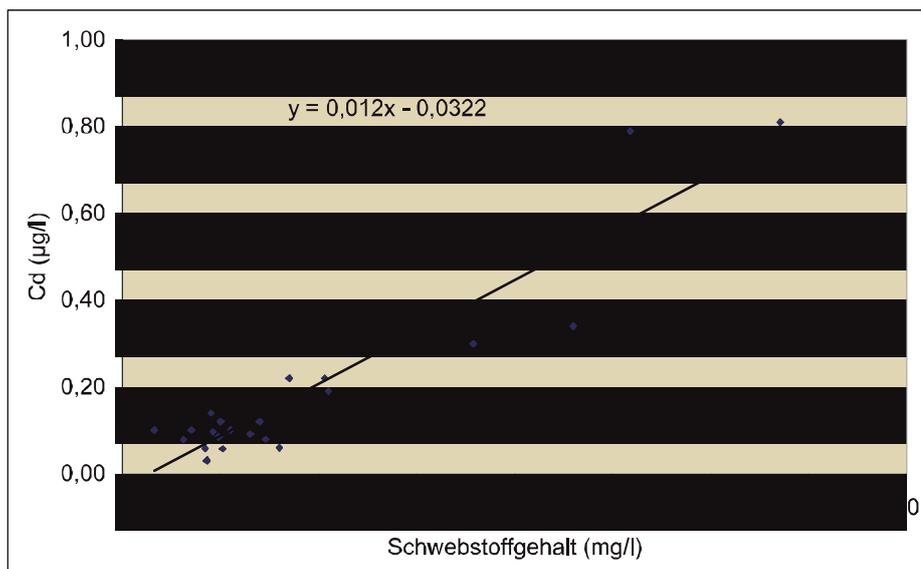


Abb. 3.4-3: Cd-Befunde in Wasserproben der Elbe/Boizenburg in Abhängigkeit vom Schwebstoffgehalt, 2001/2002

bindungen durch Bioalkylierung einen zunehmenden Anteil haben. Nach neueren Untersuchungen (WILHELM 2001, zit. in UMWELTBUNDESAMT 2003) stammt der anthropogen determinierte Anteil vor allem aus Hg-Emissionen aus Rohöl, Petroleum und Vergaserkraftstoffen. Der natürliche Hintergrundbereich wird von SCHUDOMA (1994) mit 5 bis 20 ng/l (Umrechnung von Schwebstoffdaten) angegeben, wobei hierbei die Hg-organischen Verbindungen nicht berücksichtigt worden sind. Die Toxizität des Hg hängt stark von seiner Bindungsform ab. Zweiwertige Hg-Verbindungen sind giftiger als einwertige und organische, wie das Methylquecksilber, weitaus toxischer als anorganische. In den Fließgewässern des Landes lagen die Hg-Konzentrationen überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze (meist < 20 ng/l). Signifikante Messsignale oberhalb der Bestimmungsgrenze traten nur vereinzelt auf. Im Jahre 2000 traten die höchsten Einzelmesswerte in der Uecker (90 ng/l) und Warnow (63 ng/l) auf. Auf Wunsch wurden ab 2001 vom Gemeinschaftslabor des LUNG auch Messwerte zwischen Bestimmungs- und Nachweisgrenze geliefert. Die Nachweisgrenze des Verfahrens lag bei etwa 3 ng/l. Da dadurch eine größere Anzahl von Messwerten vorlag, kann auch für die beiden Jahre ein etwas genaueres Bild über den in den Gewässern des Landes vorgefundenen Konzentrationsbereich gegeben werden (**Anlage 3-24**). Mit Ausnahme der Elbe bewegten sich die mittleren Hg-Konzentrationen überwiegend zwischen 3 und 10 ng/l. Messwerte über dem natürlichen Hintergrundbereich werden damit kaum noch angetroffen. Die Ausnahme bildet die Elbe. Hier lag noch ein größerer Anteil der Messwerte über dem natürlichen Hintergrundbereich. Der bis in das Jahr 2000 anhaltend abnehmende Trend scheint in den letzten zwei Jahren unterbrochen worden zu sein (**Anlage 3-25**). Die hohen Werte von 106 bzw. 255 ng/l am 2.05. und 24.07. 2002, die im Zusammenhang mit einem stark erhöhten Schwebstoffgehalt auftraten, führten zu einem deutlichen Anstieg aller statistischen Jahreskennwerte. In allen anderen Gewässern war dies nicht festzustellen. Hier wurden in den letzten beiden Jahren die geringsten Hg-Konzentrationen seit 1993 registriert. Die Sonderstellung der Elbe soll noch einmal anhand einer Gegenüberstellung der Medianwerte 2001/2002 der untersuchten Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit denen aus der Elbe für die Elemente Hg und Pb veranschaulicht werden (**Abb. 3.4-2**).

Die Schwermetallkonzentrationen in den mit Säure aufgeschlossenen Wasserproben aus der Elbe zeigten nahezu für alle Elemente eine starke Abhängigkeit von den Schwebstoffgehalten. Am stärksten ist diese Abhängigkeit bei Zn, Cd, Hg und Pb ausgeprägt. Die Korrelationsanalyse zwischen Schwebstoff- und Gesamtmetall-Konzentration ergab lineare Korrelationskoeffizienten (R^2) zwischen 0,87 (Zn, Cd) und 0,77 (Hg, Pb). In **Abbildung 3.4-3** ist der signifikante Zusammenhang zwischen Schwebstoff- und Cd-Konzentration dargestellt.

Auch für Cu und Cr ergab die Korrelationsprüfung mit dem Schwebstoffgehalt ein deutliche Abhängigkeit ($R^2 = 0,62$ bzw. $R^2 = 0,59$), während für As und Ni nur ein lockerer Zusammenhang bestimmt wurde ($R^2 = 0,21$ bzw. $R^2 = 0,14$).

In den kleineren Fließgewässern im Landesinneren waren die Abhängigkeiten zwischen Schwermetall- und Schwebstoffgehalten deutlich schwächer ausgeprägt. Hier lagen die Schwebstoffgehalte auf einem durchweg niedrigerem Level. Generell bestätigen die Untersuchungen jedoch die Eingangs getroffene Aussage, dass der Schwermetalltransport stark an den Schwebstofftransport gekoppelt ist.

3.4.2 Schwermetalle und Arsen im Schwebstoff

Schwebstoffuntersuchungen werden in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns seit 1997 durchgeführt. Bis zum Jahr 2001 wurden Wassergroßproben (60 bis 120 Liter) in das Institut für Geologische Wissenschaften der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald transportiert. Dort erfolgte die Abtrennung der Schwebstoffe mittels stationärer Durchflusszentrifuge Contifuge 17 RS der Firma HERAEUS Sepatech bei einer Umdrehung des Titanrotors von 15.000 U/min bei einer Durchflussrate von 20 l/h. Die in dem Rotor der Durchflusszentrifuge in einem Restwasservolumen angereicherten Schwebstoffe wurden mit der Megafuge 1.0 von HERAEUS Sepatech durch 70-minütiges zentrifugieren bei 4.000 U/min in konischen 50 ml-Zentrifugenröhrchen aus Polypropylen abgetrennt und gefriergetrocknet. Ein Vergleich zwischen den mit der Durchflusszentrifuge und durch Membranfiltration ermittelten Schwebstoffkonzentrationen zeigte, dass eine quantitative Abscheidung der suspendierten partikulären Substanz erreicht wurde. Im Labor des Instituts für Geologische Wissenschaften der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald wurden folgende Kenngrößen bestimmt: TC, TIC, TOC, S, P, As, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn und Hg. Die angewandten Analyseverfahren und eine Auswertung der Daten für den Zeitraum 1997-2001 sind bei EIDAM (2002) zu finden.

Seit 2002 erfolgte die Gewinnung von Schwebstoffproben mittels der Durchflusszentrifuge CEPA Z 61 der Firma PADBERG, die mobil auf einem Anhänger montiert ist. Mittels einer Kreiselpumpe aus Edelstahl, die in die Strömung 50 cm unter der Oberfläche mit einer Boje fixiert wird, werden ca. 1000 l Flusswasser mit einer konstanten Leistung von 500 l pro Stunde mit ca. 18.000 Umdrehungen pro Minute zentrifugiert. Die Schwebstoffpartikel werden dabei in der Zentrifuge auf eine Teflonfolie gepresst. Nach Beendigung der Zentrifugation wird der an der Teflonfolie fixierte Schwebstoff (Masse: 2-30 g) in Polycarbonatgefäße überführt und umgehend ins Labor gebracht. Dort wird die

Probe entweder direkt gefriergetrocknet oder zur Lagerung bei $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ tiefgekühlt. Nach der Gefrierdrying wurde die Trockenmasse bestimmt und die Probe wurde manuell homogenisiert und zerkleinert. Für die Metallanalytik wurden 50 mg der zerkleinerten Probe in einer Mikrowelle (Mars 5 der Firma CEM) unter 15-20 bar Druck mit einem HF-HNO₃-Säuregemisch vollständig aufgeschlossen.

Die Gehalte von C, N, S wurden am Elementaranalysator Vario EL der Firma Elementar Hanau mittels Verbrennung der Probe im geschlossenen System (bei $1.400\text{ }^{\circ}\text{C}$ im Sauerstoffstrom) und anschließender Wärmeleitfähigkeits-Detektion durchgeführt. Für die TOC-Analytik wurde die in Silberschiffchen eingewogene feingemahlene Probe mit HCl entkarbonatisiert und am Elementaranalysator Vario EL auf C analysiert.

Zn, MnO und P₂O₅ wurden direkt aus der Aufschlusslösung mit einer ICP-AES der Fa. Thermo analysiert, As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb mit einer Graphitrohr-AAS der Fa. GBC. Hg wurde nach einem UV-Aufschluss mit einem Fluoreszenzspektrometer (Typ Merlin) der Fa. PS Analytical aus der Aufschlusslösung direkt analysiert.

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Schwebstoffuntersuchungen für den Zeitraum 1997 bis 2002 zusammenfassend vorgestellt. In diesem Zeitraum wurden bisher aus 8 Fließgewässern des Landes Schwebstoffe gewonnen und untersucht. Dies sind die Warnow, Recknitz, Peene, Tollense, Uecker, Elbe, Sude und Elde. Die Probenahme erfolgte generell an den LAWA-Messstellen des Landes, lediglich die Messstelle Elbe/Boizenburg gehört nicht zum LAWA-Messstellennetz. Für die Messstellen Warnow/Kessin, Peene/Anklam und Elde/Dömitz liegen für alle 6 Untersuchungsjahre Ergebnisse vor. An den Messstellen Uecker/Ueckermünde und Elbe/Boizenburg wurden die Untersuchungen 2001 und in der Sude/Bandekow 2002 aus Kapazitätsgründen eingestellt. Die Ergebnisse sind in aggregierter Form (Minimum, Mittel und Maximum, sowie 10-, 50- und 90-Perzentil) in den **Anlagen 3-26 bis 3-34** enthalten.

Die **Schwebstoffgehalte** variierten im Betrachtungszeitraum zwischen 1 und 53 mg/l. Die für die einzelnen Fließgewässer ermittelten Medianwerte schwankten meist zwischen 5 und 10 mg/l. In einzelnen Jahren wurden in der Tollense, Elde und Sude auch Medianwerte über 10 mg/l erreicht. Vergleichsweise höhere Schwebstoffgehalte wurden in der Elbe mit Medianwerte von 11 bis 26 mg/l ermittelt (**Anlage 3-26**). Im Längsschnitt der Elbe weisen die Schwebstoffkonzentrationen einen ansteigenden Verlauf vom Grenzübergang bei Pirna bis Torgau und konstante Konzentrationen bis Tangermünde auf. Zwischen Tangermünde und Hitzacker ist wieder eine Abnahme festzustellen (BfG 2003a). Im Sommerhalbjahr treten im Mittel um 30 % höhere Schwebstoffkonzentrationen auf, wobei die Ur-

sachen hierfür in der verstärkten Entwicklung des Phyto- und Zooplanktons mit zunehmender Lauflänge der Elbe liegen (BÖHME 2000).

Das Halbmetall **Arsen** lag in den Schwebstoffen der untersuchten Fließgewässer in Konzentrationen zwischen 6 und 91 mg/kg Trockenmasse (TM) vor. In der Warnow, Recknitz, Peene und Tollense wurden niedrigere Arsengehalte registriert als in Uecker, Elde, Sude und Elbe. Die Schwebstoffe der Peene wiesen mit 12 bis 15 mg/kg TM die geringsten Medianwerten auf. Für Warnow, Recknitz und Tollense wurden Medianwerte zwischen 15 und 25 mg/kg TM und für die Uecker Medianwerte zwischen 23 und 30 mg/kg TM ermittelt. Die Elbezuflüsse Sude und Elde wiesen Medianwerte zwischen 27 und 34 mg/kg TM auf. Die höchsten Arsengehalte waren in den Schwebstoffen der Elbe nachzuweisen. Hier lagen die Medianwerte zwischen 34 und 73 mg/kg TM, wobei von 1997 zu 2000 ein abnehmender Trend festzustellen ist (**Anlage 3-27**). Die erhöhten Arsengehalte der Mittel- und Unterelbe sind auf bergbaubedingte Altlasten im Einzugsgebiet der Mulde zurückzuführen (ARGE 2003). Während des Sommerhochwassers 2002 wurde die normale Arsenfracht der Elbe um rund das 10-fache überschritten (BACHOR 2003).

Für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink existieren Zielvorgaben für Schwebstoffe (LAWA, 1998a, 1998b). Nachfolgend soll anhand dieser Zielvorgaben eine Bewertung der Schwermetallbefunde vorgenommen werden.

Die Einzelmesswerte für **Blei** variierten im Betrachtungszeitraum zwischen 16 und 205 mg/kg TM. Für Warnow, Recknitz, Peene, Tollense, Uecker und Sude wurden Medianwerte zwischen 20 und 50 mg/kg TM ermittelt, was gemäß LAWA einer sehr geringen Belastung (Klasse I-II) entspricht. Mäßige Belastungen (Klasse II) wurden in der Elde und Elbe festgestellt. Die Medianwerte für die Elde lagen zwischen 63 und 125 mg/kg TM und die für die Elbe zwischen 99 und 171 mg/kg TM (**siehe Anlage 3-28**). Für die meisten Gewässer ist ein abnehmender Trend unverkennbar. Besonders stark ist dieser Rückgang in der Elbe, wo in den Jahren 1999 und 2000 die Zielvorgabe von 100 mg/kg TM nahezu erreicht wurde. In den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns sind seit 1998 keine Zielvorgabeüberschreitungen mehr aufgetreten (**Abb. 3.4-4**).

Die Einzelmesswerte für **Cadmium** variierten zwischen 0,2 und 8,8 mg/kg TM, wobei Messwerte über 2 mg/kg TM nur in der Elbe und den beiden mecklenburgischen Elbezuflüssen Elde und Sude auftraten. Zwischen Warnow, Recknitz, Peene, Tollense und Uecker auf der einen und Elde, Sude und Elbe auf der anderen Seite ist ein deutlicher Belastungsunterschied festzustellen. In den fünf erstgenannten zur Ostsee entwässernden Flüssen wurde eine sehr geringe bis mäßige Belastung nachgewiesen. In Sude und

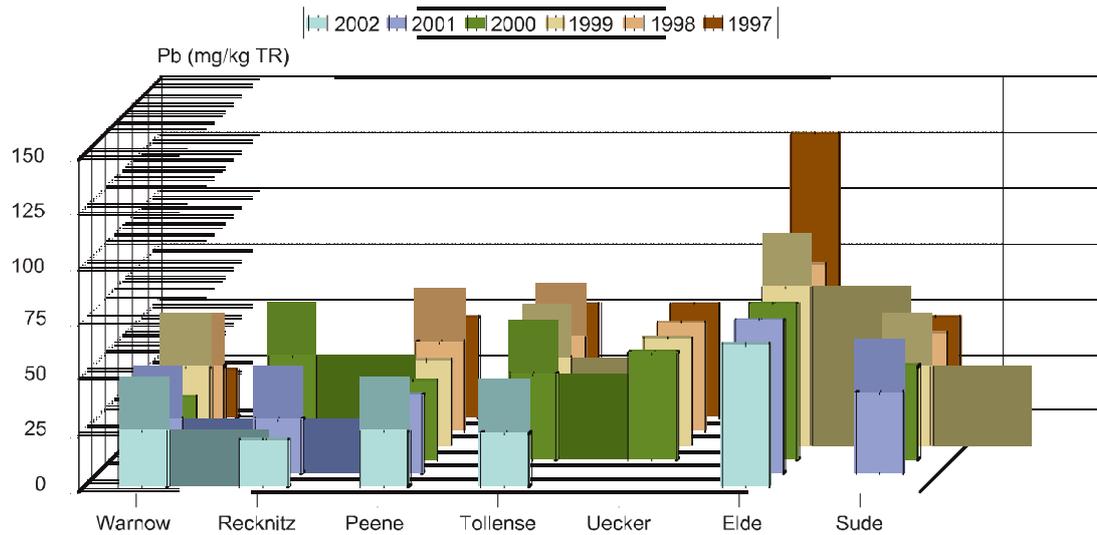


Abb. 3.4-4: Pb-Befunde in Schwebstoffen aus Fließgewässern, (Medianwerte)

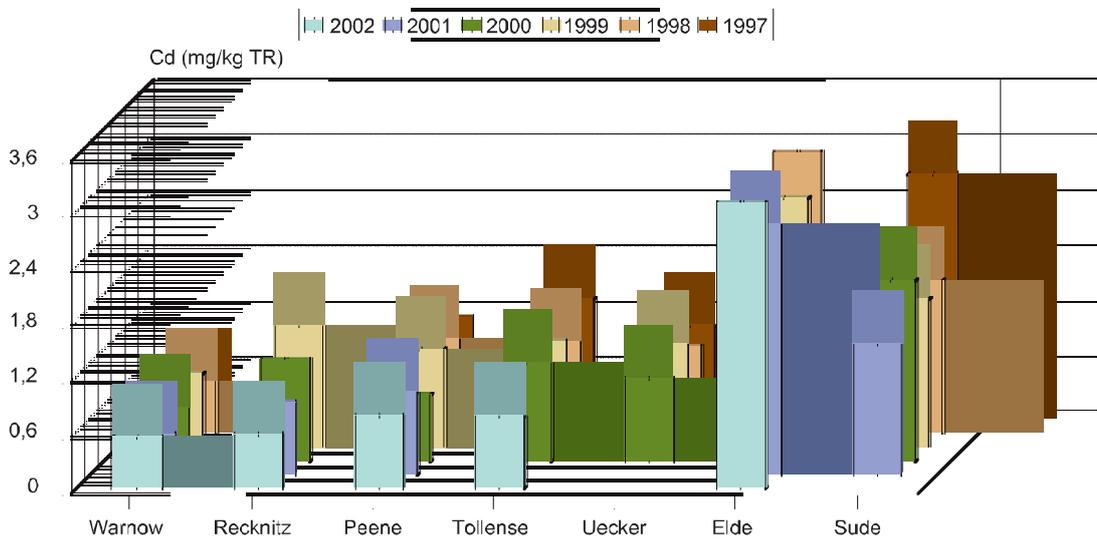


Abb. 3.4-5: Cd-Befunde in Schwebstoffen aus Fließgewässern, (Medianwerte)

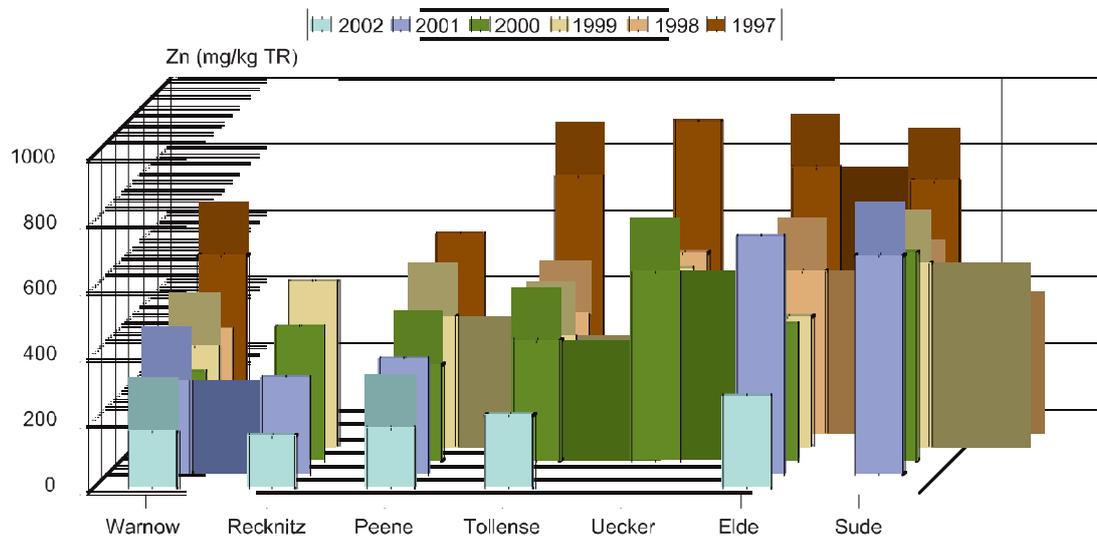


Abb. 3.4-6: Zn-Befunde in Schwebstoffen aus Fließgewässern, (Medianwerte)

Tab. 3.4-1: Güteklassifikation der Schwermetalle im Schwebstoff aus 8 Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1998/99 und 2000-2002 in mg/kg TM

Gewässer	Zeitraum	Zn	Cd	Cu	Pb	Hg	Cr	Ni	Gesamt-Klasse
Elbe	1998/99	1325	7,4	113	141	3,00	94	48	III-IV (Zn,Cd)
	2000	1165	6,65	98	102	3,15	76	98	III-IV (Zn,Cd)
Elde	1998/99	436	2,8	75	73	0,61	297	18	III (Zn,Cd,Cr)
	2000/02	338	2,8	60	67	0,52	238	20	III (Cd,Cr)
Sude	1998/99	441	1,7	31	40	0,40	40	24	III (Zn)
	2000/01	656	1,7	34	40	0,38	38	21	III (Zn)
Warnow	1998/99	299	0,70	34	32	0,30	21	15	II-III (Zn)
	2000/02	224	0,54	29	26	0,23	22	17	II-III (Zn)
Recknitz	1998/99	496	1,3	38	36	0,59	22	13	III (Zn)
	2000/02	292	0,69	35	24	0,28	25	15	II-III (Zn)
Tollense	1998/99	334	0,90	41	41	0,40	36	19	II-III (Zn)
	2000/02	252	0,86	40	27	0,30	38	21	II-III (Zn)
Peene	1998/99	350	1,1	37	39	0,47	27	17	II-III (Zn)
	2000/02	234	0,79	28	31	0,30	26	18	II-III (Zn)
Uecker	1998/99	553	1,0	51	48	0,55	31	18	III (Zn)
	2000	564	0,88	49	48	0,29	27	20	III (Zn)

Elde, die über die Elbe in die Nordsee entwässern, wurden demgegenüber deutliche Belastungen (Klasse II-III) ange-
troffen, d.h. die Zielvorgabe der LAWA von 1,2 mg/kg TM für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ wurde in allen Jahren überschritten. Während sich in der Sude, wie auch in der Recknitz, Peene und Tollense ein abnehmender Trend abzeichnet, ist für die Elde eine gleichbleibend erhöhte Belastung festzustellen (Abb. 3.4-5). Die Schwebstoffe der Elbe weisen eine hohe Cadmiumbelastung (Klasse III-IV) auf, wobei auch hier von 1997 bis 2000 eine abnehmende Tendenz festzustellen ist (Anlage 3-29).

Die Chromgehalte lagen zwischen 5 und 402 mg/kg TM. Messwerte über 80 mg/kg TM wurden aber nur in der Elde und Elbe und vereinzelt auch in der Sude bestimmt. Eine erhöhte Chrombelastung (Klasse II-III) wurde nur für die Elde nachgewiesen. Auch im bundesweiten Vergleich aller LAWA-Messstellen, an denen Schwebstoffe untersucht wurden, stellen die Chromgehalte aus der Elde einen „Hot Spot“ der Belastung dar (LAWA in Vorbereitung). Als Belastungsquelle kommt das Lederwerk in Neustadt-Glewe in Frage. Sonderuntersuchungen sollen die Frage klären, ob aktuelle Einträge oder Altlasten hierfür verantwortlich zeichnen. Die Chrombelastung der Elbe-Schwebstoffe hebt sich zwar von den übrigen Gewässern ab, doch wurde die LAWA-Zielvorgabe von 100 mg/kg in den Jahren 1999 und 2000 nicht mehr überschritten (Anlage 3-30).

Die Einzelmesswerte für Kupfer variierten zwischen 17 und 222 mg/kg TM. Deutliche Kupfer-Belastungen (Klasse II-III) wiesen nur die Schwebstoffe aus der Elbe und Elde auf. In den übrigen untersuchten Gewässern lagen die Medianwerte zwischen 30 und 50 mg/kg und damit unter der Zielvorgabe von 60 mg/kg für das Schutzgut „Schwebstoffe/Sedimente“ (Anlage 3-31). In Elbe, Elde, Tollense, Peene und Warnow ist ein abnehmender Trend auszumachen.

Die Nickelgehalte bewegten sich zwischen 5 und 90 mg/kg TM, die Medianwerte zwischen 5 und 59 mg/kg TM und damit in fast allen untersuchten Gewässern unterhalb der Zielvorgabe von 50 mg/kg. Nur in der Elbe wurde dieser Wert in den Jahre 1997 und 1998 überschritten (Anlage 3-32).

Beim Quecksilber kam es einzig in der Elbe zu deutlichen Zielvorgabe-Überschreitungen. In allen Jahren wurde eine erhöhte Belastung (Klasse III) festgestellt. Die Medianwerte der Elbe lagen zwischen 3,0 und 3,2 mg/kg TM. In anderen Fließgewässern wurden dagegen Medianwerte zwischen 0,2 bis 0,6 mg/kg TM registriert (Anlage 3-33). Die LAWA-Zielvorgabe für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ beträgt für Quecksilber 0,8 mg/kg TM.

Die Einzelmesswerte für Zink variierten zwischen 127 und 1.890 mg/kg TM, die Medianwerte zwischen 155 und 1.580 mg/kg TM. Die Zielvorgabe von 200 mg/kg TM für das Schutzgut „Schwebstoffe/Sedimente“ wurde in allen untersuchten Gewässern in fast allen Untersuchungsjahren mehr oder weniger deutlich überschritten (Anlage 3-34). Eine hohe Zinkbelastung (Klasse III-IV) wiesen die Schwebstoffe der Elbe auf. Erhöhte Belastungen (Klasse III) waren in der Uecker, Elde, Sude und Recknitz nachzuweisen. Warnow, Peene und Tollense sind als deutlich belastet (Klasse II-III) anzusprechen. In allen Gewässern außer der Sude sind jedoch abnehmende Trends auszumachen (Abb. 3.4-6).

Für alle Schwermetalle wurden die Medianwerte für die Zeiträume 1998/1999 und 2000/2001 gegenübergestellt (Tab. 3.4-1). Danach ist die Elbe nach wie vor als Gewässer mit hoher Zink- und Cadmiumbelastung, erhöhter Quecksilber- und deutlicher Kupfer- und Bleibelastung einzustufen. Die Elde weist weiterhin eine erhöhte Chrom-

und Cadmiumbelastung und eine deutliche Kupfer- und Zinkbelastung auf. In den übrigen Gewässern ist nur für Zink eine Überschreitung der Zielvorgabe zu verzeichnen. Dabei ist für die Uecker eine erhöhte, für alle anderen Flüsse eine deutliche Belastung festzustellen.

Tendenziell zeichnen sich für die Elemente Zink, Kupfer, Cadmium und Blei abnehmende Schwebstoffbelastungen ab. Die Ursachen hierfür dürften in der verbesserten Reinigungsleistung der neu errichteten bzw. modernisierten Kläranlagen liegen. Bei der mechanisch-biologischen Reinigung werden nach KOPPE & STOZEK (1999) Blei zu 90 %, Quecksilber zu 70 %, Cadmium und Chrom zu 50 % und Nickel und Zink zu etwa 40 % zurückgehalten.

3.4.3 Schwermetalle und Arsen im Sediment

Im Zeitraum 2000 bis 2002 fanden Sedimentuntersuchungen nur in der Warnow statt. Der Schwerpunkt der Sedimentuntersuchungen lag in den Küstengewässern (siehe Kapitel 5).

Im Auftrag des LUNG wurden im Jahre 2002 sieben Sedimentproben der Oberwarnow zwischen Schwaan und Rostock untersucht. Die Ergebnisse liegen in Berichtsform im LUNG vor (BRÜGMANN 2002). Die Einzeldaten sind dem Anhang zu entnehmen (**Anlage 3-35**).

Ein Vergleich der Ergebnisse des Jahres 2002 mit denen des Jahres 1998, in dem im gleichen Flussabschnitt 11 Sedimentproben gewonnenen wurden, zeigt bis auf Blei eine gute Übereinstimmung der Befunde (**Tab. 3.4-2**), d.h. es sind keine signifikanten zeitlichen Veränderungen festzustellen. Zieht man die Medianwerte zur Bewertung gemäß LAWA-Richtlinie für die Güteklassifikation der Schwermetalle im Schwebstoff heran, so ergeben sich folgende Belastungsstufen: Die Belastung der Sedimente aus der Oberwarnow mit Zink kann als mäßig bis deutlich (Klasse II bis II-III) eingestuft werden. Die Cadmium-, Kupfer-, Blei- und Quecksilberbelastung ist mäßig. Bezüglich Chrom und Nickel sind die Sedimente anthropogen unbelastet (Klasse I). Wie schon bei den Schwebstoffbefunden wird auch bei den Befunden im feinkörnigen Oberflächensediment < 20 µm, welches auch als schwebstoffbürtiges Sediment bezeichnet werden kann, lediglich für Zink die Zielvorgabe der LAWA geringfügig überschritten.

Tab. 3.4-2: Vergleich der Schwermetallbefunde in Sedimenten (Fraktion < 20 µm) der Oberwarnow (Medianwerte und Spannweiten 1998 und 2002 in mg/kg TM)

Jahr	n	Kennzahl	Zn	Cd	Cu	Pb	Hg	Cr	Ni	As
1998	11	Median	200	0,50	31	44	0,30	23	12	13
		Spannweite	145-227	0,3-0,7	24-37	37-67	0,2-0,5	12-28	9-13	9-15
2002	7	Median	212	0,40	31	79	0,31	20	12	13
		Spannweite	143-242	0,3-1,2	13-36	46-120	0,1-0,4	13-22	5-13	5-15

3.4.4 Organische Spurenstoffe im Wasser

Wie in den vorangegangenen Jahren wurden die Untersuchungen auf organische Spurenstoffe aus Kapazitätsgründen an ein Drittlabor vergeben. Die Untersuchungen wurden in allen drei Jahren von der Labor für Umweltanalytik GmbH Schwerin durchgeführt. Die Ergebnisse liegen in Form von Prüfberichten im LUNG vor. Neben den Einzelergebnissen sind dort detaillierte Angaben zu den angewandten Analysemethoden enthalten. Eine kurze Beschreibung der Analysemethoden enthält die dem Bericht beigefügte CD-ROM.

In den Jahren 2000 und 2001 wurden jeweils 19 und im Jahre 2002 26 landesweit verteilten Messstellen untersucht. Wobei generell eine monatliche Probenahme durch die StÄUN durchgeführt wurde. Die Proben wurden in der Regel am Tage der Probenahme in das Labor transportiert und dort am nächsten Tag analysiert.

Organische Spurenstoffe aus der Substanzklasse der **leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe (LHKW)** traten selten und überwiegend in sehr geringen Konzentrationen auf (**Anlagen 3-36 bis 3-38**). Eine deutliche LHKW-Belastung ist aber seit Jahren in der Nebel zu beobachten, die auf Einträge aus Altlastflächen der Städte Güstrow und möglicherweise auch Bützow zurückzuführen ist. Auf die Belastung aus dem ehemaligen chemischen Reinigungsbetrieb in Güstrow, der 1992 geschlossen wurde, wurde bereits im GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999 hingewiesen. Die LHKW-Befunde in der Nebel bei Wolken belegen den Erfolg der im Jahre 2000 begonnenen Sanierung der Grundwasserkontamination im Stadtgebiet von Güstrow (**Abb. 3.4-7**). Seit August 2001 wurden keine LHKW-Befunde mehr oberhalb von 1 µg/l - dem Qualitätsziel für das Schutzgut „Trinkwasserversorgung“ - bestimmt. Trichlorethen (TRI) und Tetrachlorethen (PER) wurden seit 2001 so gut wie nicht mehr nachgewiesen.

Wie stark die LHKW-Belastung der Nebel in den letzten Jahren zurückgegangen ist, zeigt auch die Entwicklung der statistischen Jahreskennzahlen für Chloroform, Tetrachlorethen und Trichlorethen an der Messstelle Wolken (**Tab. 3.4-3**). Bereits in 2000 war ein starker Rückgang der TRI-

Tab. 3.4-3: Statistische Jahreskennzahlen für LHKW in der Nebel/Wolken, 1997-2002

Stoff	Jahr	N	N > BG	50-Perzentil	Mittelwert	90-Perzentil	Maximum
CHCl ₃	1997	12	11	0,74	1,12	2,52	3,00
	1999	15	15	0,87	1,28	2,63	3,80
	2000	13	11	1,34	2,02	4,56	11,5
	2001	13	13	0,82	1,67	2,86	4,00
	2002	11	6	0,08	0,17	0,45	0,58
PER	1997	12	12	1,48	1,83	3,34	3,61
	1999	15	15	0,48	0,74	1,87	2,32
	2000	12	7	0,15	0,30	0,80	1,60
	2001	13	3	0,02	0,03	0,11	0,13
	2002	11	1<	0,02<	0,02	0,07	0,14
TRI	1997	12	12	0,51	0,67	1,10	1,10
	1999	15	14	0,18	0,25	0,53	0,69
	2000	13	3	0,10	0,10	0,12	0,18
	2001	13	1<	0,02<	0,02<	0,02	0,03
	2002	11	0<	0,02<	0,02<	0,02<	0,02

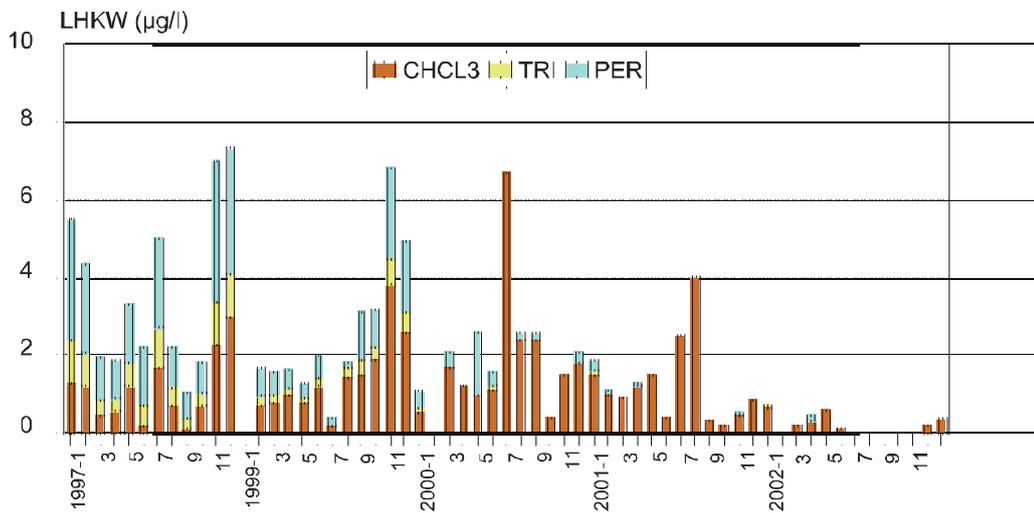


Abb. 3.4-7: LHKW-Befunde in der Nebel bei Wolken 1997 bis 2002

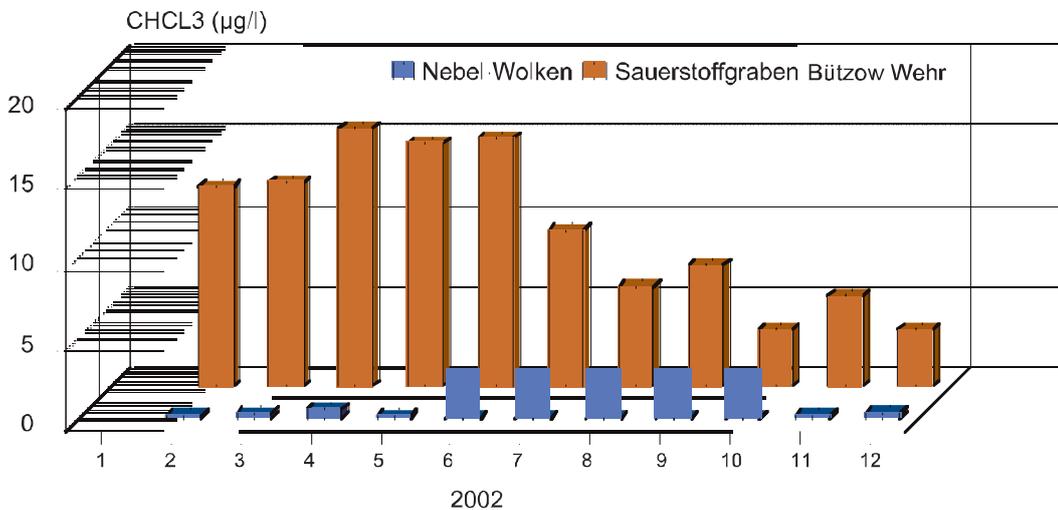


Abb. 3.4-8: LHKW-Befunde in der Nebel bei Wolken und im Sauerstoffgraben Bützow 2002

und PER-Konzentrationen festzustellen. Im Jahre 2001 traten beide Verbindungen nur noch selten und in Spuren und ein Jahr später nicht mehr (TRI) bzw. so gut wie nicht mehr (PER) auf. Chloroform war in 2000 noch in hohen Konzentrationen nachzuweisen. Im Juni 2000 wurde mit 11,5 µg/l sogar der bisherige Höchstwert registriert, ehe ab August 2000 auch für Chloroform eine deutliche Abnahme der Konzentrationen zu verzeichnen war.

Im Jahre 2002 wurde im Zusammenhang mit unerklärlich hohen Pestizid-Befunden in der Nebel bei Wolken der sogenannte Sauerstoffgraben in Bützow auf organische Spurenstoffe untersucht. Hierbei zeigte sich neben einer starken Pestizidbelastung auch eine starke LHKW-Belastung dieses sehr kleinen Gewässers, welches das Gewerbegebiet von Bützow entwässert. Vermutlich fungierte der Sauerstoffgraben lange Zeit als Ableitpfad von kontaminiertem Wasser vom ehemaligen Agrochemischen Zentrum (ACZ) und dem ehemaligen VEB Technische Gase (heute Linde AG). Eine Altlastenerkundung wurde vom StAUN Rostock in Auftrag gegeben. Am Wehr kurz oberhalb seiner Verrohrung wies der Sauerstoffgraben erhebliche Konzentrationen an 1,2-Dichlorethen, Trichlorethen, Vinylchlorid, Chloroform, Tetrachlormethan und Tetrachlorethen auf. Das als Zwischenprodukt zur Herstellung von Vinylchlorid oder als Lösungs- und Extraktionsmittel für Fette, Öle und Harze verwendete 1,2-Dichlorethan trat in Konzentrationen zwischen 80 und 180 µg/l auf. Es ist eine relativ beständi-

ge Verbindung, welche sich in Gegenwart von Wasser, Licht und Sauerstoff nur langsam zersetzt. Vinylchlorid kam in Konzentrationen zwischen 12 und 35 µg/l vor. In der gleichen Größenordnung wurde auch Trichlorethen nachgewiesen. Chloroform wurde in Konzentrationen um 10 µg/l sowie Tetrachlormethan und Tetrachlorethen in Konzentrationen um 1 µg/l bestimmt.

Etwa zweihundert Meter oberhalb der Messstelle „Wehr“ wurde demgegenüber lediglich Chloroform in Konzentrationen um 8 µg/l gemessen. Auch in der nur wenige Hundert Meter entfernten Nebel wurden die meisten der oben genannten Verbindungen nicht nachgewiesen. Hier trat lediglich Chloroform in Spuren auf. Ein Vergleich der Chloroform-Befunde im Sauerstoffgraben und in der Nebel zeigt **Abbildung 3.4-8**.

Die im Sauerstoffgraben nachgewiesenen LHKW erreichen die Nebel am Messpunkt Wolken offensichtlich nicht bzw. nur in Spuren, was möglicherweise an der geringen Distanz zwischen Einleitung aus dem verrohrten Sauerstoffgraben und der Messstelle Wolken oder der starken Verdünnung liegen kann. Im Rahmen von Sonderuntersuchungen sollen die Auswirkungen der LHKW- und PSM-Einträge (siehe weiter unten) aus dem Sauerstoffgraben auf die Nebel und die Warnow in den folgenden Jahren näher untersucht werden.

Gegenwärtig kann die Frage, ob und wie die Einträge aus den Belastungsherden an der Nebel die Warnow erreichen,

Tab. 3.4-4: Statistische Jahreskennzahlen für LHKW in der Warnow/Kessin, 1995-2002

Stoff	Jahr	N	N>BG	50-Perzentil	Mittelwert	90-Perzentil	Maximum
CHCl ₃	1995	12	8	0,10	0,12	0,22	0,34
	1996	11	5<	0,10	0,15	0,46	0,88
	1997	12	7	0,10	0,12	0,25	0,27
	1998	13	12	0,21	0,23	0,41	0,50
	1999	12	10	0,18	0,17	0,27	0,29
	2000	13	2	0,10	0,54	2,77	3,3
	2001	12	5	0,04	0,19	0,58	0,77
	2002	11	1<	0,02<	0,02	0,03	0,05
PER	1995	12	12	0,20	0,26	0,53	0,90
	1996	11	11	0,14	0,21	0,51	0,74
	1997	12	10	0,20	0,20	0,40	0,53
	1998	13	13	0,14	0,21	0,42	1,02
	1999	12	12	0,08	0,09	0,15	0,16
	2000	13	2	0,08	0,08	0,08	0,09
	2001	12	0<	0,02<	0,02<	0,02<	0,02
	2002	11	0<	0,02<	0,02<	0,02<	0,02
TRI	1995	12	7	0,11	0,13	0,27	0,43
	1996	11	4	0,10	0,11	0,29	0,44
	1997	12	4<	0,10<	0,10	0,19	0,24
	1998	13	0<	0,10<	0,10<	0,10<	0,10
	1999	12	0<	0,10<	0,10<	0,10<	0,10
	2000	13	1<	0,10<	0,10<	0,10<	0,10
	2001	12	0<	0,02<	0,02<	0,02<	0,02
	2002	11	0<	0,02<	0,02<	0,02<	0,02

nur anhand der Untersuchungsbefunde an der Warnowmessstelle Kessin geprüft werden. Dies ist von größter Bedeutung, da die Rohwasserentnahme für die Trinkwassergewinnung der Stadt Rostock aus der Warnow erfolgt.

Generell zeigt sich analog zum Konzentrationsrückgang in der Nebel auch in der Warnow kurz oberhalb der Rohwasserentnahme ein abnehmender Trend (**Tab. 3.4-4**).

Bis 1999 wurden die Zielvorgaben für das Schutzgut „Trinkwasserversorgung“ am Messpunkt Kessin nicht überschritten. Im Jahre 2000 wurden allerdings im Juni und Juli zwei sehr hohe Chloroformwerte gemessen, die zu einer Überschreitung der Zielvorgabe für das Schutzgut „Trinkwasserversorgung“ führten. Diese Werte dürften ursächlich den Chloroformeinträgen in die Nebel zuzuordnen sein. Die Nebel/Wolken wies zum gleichen Zeitpunkt ebenfalls außergewöhnlich hohe Chloroformkonzentrationen auf. Erst im Jahr 2002 war parallel zur Entwicklung in der Nebel auch in der Warnow eine deutliche Abnahme der Chloroformkonzentrationen festzustellen. Bei TRI setzte die Abnahme bereits 1998 und bei PER 1999 ein. Trotz Absenkung der Bestimmungsgrenze wurden in den letzten beiden Untersuchungsjahren weder TRI noch PER in der Warnow nachgewiesen. Es bleibt also festzuhalten, dass sich die Sanierung der Grundwasserkontamination im Stadtgebiet von Güstrow äußerst positiv auf die Wasserqualität von Nebel und Warnow ausgewirkt hat.

Die nachfolgende Aufzählung aller im Zeitraum 2000 bis 2002 aufgetretenen LHKW-Positivbefunde in den untersuchten Gewässern des Landes zeigt die Sonderstellung der ehemals als „LHKW-Problemgewässer“ zu bezeichnenden Nebel. Bei den nachgewiesenen Verbindungen handelt es sich ausnahmslos um Chloroform, TRI oder PER.

Gewässer/Messstelle	Anzahl der Proben	LHKW-Nachweise	Maximum in $\mu\text{g/l}$
• Nebel/Wolken:	44	49	8,5
• Elbe/Boizenburg:	44	12	0,70
• Warnow/Kessin:	43	10	3,3
• Peene/Anklam:	43	10	0,75
• Randow/Eggesin:	31	7	0,17
• Uecker/Ueckermünde:	41	5	0,22
• Stepenitz/Rodenberg:	42	4	1,7
• Tollense/Demmin:	41	4	0,35
• Ziese/Wolgast:	35	4	3,4
• Maurine/u.Schönberg:	42	3	0,20
• Nebel/Ahrenshagen:	26	2	0,21
• Sude/Bandekow:	46	2	0,19 1
• Elde/Dömitz:	44	1	0,17

Die genannten Verbindungen kommen demnach in einer Reihe von Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns vor, allerdings sehr selten und in geringen Konzentrationen. Neben den bereits diskutierten erhöhten Konzentrationen in

der Nebel und Warnow traten auch in der Stepenitz und Ziese Einzelwerte in vergleichbarer Größenordnung auf. Keine LHKW waren an nachfolgenden Fließgewässermessstellen nachzuweisen:

- Recknitz/Marlow, Saaler Bach/Hessenburg, Barthe/Re-debas, Duvenbäk/Kluis, Ryck/Groß Petershagen (wurden in allen drei Jahren untersucht)
- Hellbach/Teßmannsdorf (wurden 2000 und 2001 untersucht)
- Radegast/Törber, Kösterbeck/Kessin, Zarnow/Reez, Langenhanshäger Bach/Löbnitz, Sehrower Bach/Neuendorf, Karower Mühlbach/Karow, Trebel/Tribsees, Linde/Burg Stargard, Neukalener Peene/u. Neukalen, Ostpeene/Gielow, Kittendorfer Peene/Kittendorf, Datze/Friedland (wurden nur 2002 untersucht)

Bei den genannten Gewässern handelt es sich vorwiegend um solche, die ländliche Räume mit geringer Besiedlung im Einzugsgebiet durchfließen. Wie bereits bei früheren Untersuchungen festgestellt, kommen in solchen Gewässern Industriechemikalien, zu denen auch die LHKW zu zählen sind, so gut wie nicht vor. Die LHKW-Untersuchungen können in diesen Gewässern eingestellt werden. Die in den einzelnen Jahren an den untersuchten Messstellen nachgemessenen LHKW sind den **Anlagen 3-36 bis 3-38** zu entnehmen.

Von wesentlich größerem Interesse sind in solchen meist durch intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägten Gewässern Untersuchungen auf **Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (PSM)**. Neben den o.g. Messstellen aus dem Gewässergüteerlass des Umweltministeriums (2000, 2001, 2002) wurde wegen auffälliger Befunde in der Nebel Sonderuntersuchungen im Einzugsgebiet durchgeführt, in dessen Ergebnis der Sauerstoffgraben in Bützow als mögliche Belastungsquelle identifiziert werden konnte. Dieser wurde im Jahre 2002 an zwei Messstellen monatlich beprobt. Insgesamt erfolgten damit PSM-Untersuchungen an 28 Messstellen (**siehe Anlage 3-39 bis 3-41**).

Nachfolgend soll zunächst die Anzahl der an den allen Messstellen zu registrierenden Positivbefunde gegenübergestellt werden. Dabei wird zwischen jährlich und diskontinuierlich untersuchten Messstellen unterschieden (**Tab. 3.4-5**).

Von den in allen drei Jahren untersuchten Landesmessstellen wiesen die Nebel und die Duvenbäk die meisten Positivbefunde auf. In der Nebel fielen in der Vergangenheit immer wieder Befunde zu Mecoprop, Dichlorprop und IPU auf, so dass mehrere Zuläufe und Vorfluter für Kläranlagen im Rahmen eines Sondermessnetzes untersucht wurden. Von diesen Vorflutern wies der Sauerstoffgraben mit Abstand die höchste PSM-Belastung auf. Wie weiter oben bereits erwähnt, entwässert der Sauerstoffgraben Flächen, auf denen früher ein Agrochemisches

Tab. 3.4-5: Anzahl der Positivbefunde für PSM-Wirkstoffe in Gewässern, 2000 - 2003

Gewässer	Messstelle	2000	2001	2002	Summe
1.) jährlich untersuchte Messstellen					
Nebel	Wolken	24	20	2	46
Duvenbäk	Kluis	31	7	5	43
Maurine	u.Schönberg	16	17	4	35
Saaler Bach	Hessenburg	15	12	5	32
Barthe	Redebas	9	9	6	24
Stepenitz	Rodenberg	12	10	2	24
Warnow	Kessin	15	6	3	24
Tollense	Demmin	8	6	4	20
Elbe	Boizenburg	10	4	2	16
Recknitz	Marlow	6	7	2	15
Peene	Anklam	12	4	0	14
Sude	Bandekow	2	2	6	10
Elde	Dömitz	1	1	3	5
2.) 2000 und 2001 untersuchte Messstellen					
Ryck	Gr. Petershagen	20	9	n.g.	29
Hellbach	Teßmannsdorf	15	6	n.g.	21
Ziese	Wolgast	8	1	n.g.	9
Uecker	Ueckermünde	6	2	n.g.	8
Nebel	Ahrenshagen	7	1	n.g.	8
3.) 2002 bzw. 2000 untersuchte Messstellen					
Linde	Burg Stargard	n.g.	n.g.	9	9
Datze	Friedland	n.g.	n.g.	7	7
Langenhansh.Bach	Löbnitz	n.g.	n.g.	6	6
Kösterbeck	Kessin	n.g.	n.g.	6	6
Trebel	Tribsees	n.g.	n.g.	5	5
Zarnow	Retz	n.g.	n.g.	4	4
Shrower Bach	Neuendorf	n.g.	n.g.	4	4
Randow	Eggesin	0	n.g.	n.g.	0
4.) Sondermessstellen					
Sauerstoffgraben	Bützow-Norma	n.g.	n.g.	139	139
Sauerstoffgraben	Bützow-Wehr	n.g.	n.g.	111	111

n.g. = nicht gemessen

Tab. 3.4-6: PSM-Befunde im Sauerstoffgraben Bützow und in der Nebel/Wolken 2002

Wirkstoff	Sauerstoffgraben/Norma	Sauerstoffgraben/Wehr	Nebel/Wolken
Isoproturon	39,5 (13-56)	4,0 (1-6,9)<	0,02 (<0,02-0,03)
Bromoxyn	20,5 (2,5-76)	1,7 (0,5-7,9)<	0,05
Mecoprop	12,8 (6,2-28)	1,3 (0,2-4,6)<	0,05
Dichlorprop	8,9 (5,1-19)	1,1 (0,1-3,7)<	0,05 (<0,05-0,05)
2,4-Dichlorphenoxyess.	2,4 (0,05-9)<	0,05 (0,05-0,2) <	0,05
MCPA	1,7 (0,4-4)<	0,01 (0,01-0,31)	0,01
Lenacil	1,1 (0,05-11)<	0,06<	0,06
Fenuron	7,9 (2,7-15)	6,2 (3,8-8)<	0,05
Bentazon	7,9 (0,8-12)	2,6 (0,1-4,2)<	0,1
Prometryn	3,2 (1-7,7)	0,6 (0,4-1,2)<	0,02
Metazachlor	3,0 (1-5,6)	0,4 (0,03-0,6)<	0,02
Simazin	1,4 (0,01-2,4)	0,5 (0,01-0,9)<	0,01
Ametryn	0,4 (0,04-0,7)	0,06 (0,04-0,12)<	0,04
Atrazin	0,05 (0,01-0,26)	0,03 (0,01-0,06)<	0,01

Zentrum betrieben wurde. Heute existiert auf diesem Gelände ein Raiffeisen Agrodienst.

Die zwei im Sauerstoffgraben untersuchten Messstellen wiesen deutliche Unterschiede auf. An der Messstelle „Norma“ in unmittelbarer Nähe zum Gelände des ehemaligen ACZ wurden weit höhere PSM-Konzentrationen nachgewiesen als an der etwa 200 m weiter unterhalb gelegenen Messstelle „Wehr“. An der ebenfalls nur wenige Hundert Meter entfernten Nebelmessstelle Wolken waren keine der im Sauerstoffgraben bestimmten Wirkstoffe festzustellen (**Tab. 3.4-6**).

Augenfällig ist die drastische Konzentrationsabnahme auf der nur kurzen Fließstrecke zwischen „Norma“, „Wehr“ und „Wolken“. Je nach Abbaubarkeit der Verbindung fällt diese mehr oder weniger stark aus. Die leicht abbaubaren Wirkstoffe 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, Mecoprop, MCPA, MCPB und Lenacil werden am „Wehr“ bereits nicht mehr nachgewiesen. Bei Dichlorprop, IPU und Bromoxyn wurden im Mittel nur noch 10 % der Konzentrationen der Messstelle „Norma“ bestimmt. Bei Ametryn, Prometryn, Metazachlor, Simazin und Bentazon sind es immerhin noch 15 bis knapp über 30 %. Der geringste Abbau ist für Atrazin und für Fenuron festzustellen, wobei Atrazin allerdings an beiden Messstellen nur in Spuren vorkommt. Fenuron dagegen kommt an beiden Messstellen in relativ hohen Konzentrationen vor. Die Konzentrationsabnahme zwischen beiden Messpunkten beträgt im Mittel nur 20 %. An der Nebel kurz unterhalb der Einleitung des Sauerstoffgrabens an der Straßenbrücke in Wolken wurden so gut wie keine messbaren Konzentrationen der genannten PSM angetroffen. Neben dem schnellen Abbau der PSM-Wirkstoffe ist hierbei der Verdünnungsfaktor zu berücksichtigen. Gerade im Nassjahr 2002 war aufgrund der erhöhten Wasserführung in den Gewässern mit einer starken Verdünnung der PSM-Einträge zu rechnen. Die Entwicklung von Mecoprop, MCPA und Dichlorprop in der Nebel bei Wolken seit Untersuchungsbeginn zeigt **Abbildung 3.4-9**.

Während die PSM-Befunde in der Nebel im Wesentlichen auf den Altlaststandort am Sauerstoffgraben zurückzuführen ist, sind die häufigen PSM-Befunde in der Duvenbäk der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet zuzuordnen. Hier kam es in den Jahren 1999 und 2000 bei Terbutylazin, Chlortoluron (CTU) und Isoproturon (IPU) auch zu deutlichen Überschreitungen der Zielvorgaben für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“. Nachdem im Januar 2002 den Mitarbeitern des Landespflanzenchutzamtes Mecklenburg-Vorpommern (LPS) die besorgniserregenden Befunde vorgetragen wurden (BACHOR 2002), fanden intensive Beratungen und Kontrollen bei den im Einzugsgebiet der Duvenbäk ansässigen Landwirten durch das LPS statt, in deren Ergebnis einem Landwirt eine

unsachgemäße PSM-Anwendung nachgewiesen werden konnte. Nach Beratung der Landwirte waren erfreulicherweise nur noch wenige PSM sehr selten und in geringen Konzentrationen in der Duvenbäk nachzuweisen (**siehe Abb. 3.4-10, Tab. 3.4-5**).

Auch an einer Reihe anderer Messstellen zeigte sich eine Abnahme der Befundhäufigkeit. Besonders ausgeprägt war diese in der Nebel/Wolken, Warnow/Kessin, Peene/Anklam, Maurine/u. Schönberg, Stepenitz/Rodenberg und im Saaler Bach/Hessenburg.

Mecklenburg-Vorpommern beteiligte sich im Berichtszeitraum auch an Untersuchungen des Bund/Länderausschusses für Chemikaliensicherheit (BLAC) zum Vorkommen von **Arzneimitteln** in der Umwelt. Die Ergebnisse dieser bundesweit angelegten Untersuchungen sind kürzlich veröffentlicht worden (BLAC 2003).

Von Oktober 2000 bis Juni 2001 wurden in Mecklenburg-Vorpommern 3 Kläranlagenabläufe, 5 Fließgewässer- und 3 Grundwasser-Messstellen einmal monatlich untersucht. Die Untersuchung auf Betablocker, Bronchospasmolytika, Antiphlogistika, Analgetika, Antiepileptika, Psychopharmaka, Lipidsenker und Zytostatika fanden im Landeshygieneinstitut Schwerin (heute Landesgesundheitsamt), die Untersuchungen auf Antibiotika an der Universität Bonn statt. Die Einzelergebnisse liegen als Bericht des Landeshygieneinstituts im LUNG vor (LHI 2001).

Von den untersuchten Arzneimittel war am häufigsten das Carbamazepin nachzuweisen. Carbamazepin ist das mengenmäßig wichtigste Antiepileptikum in Deutschland. Es wird auch bei diabetischer Neuropathie und beim Alkoholentzug eingesetzt (MUSCHLER 1996). Neben Carbamazepin kam Diclofenac am häufigsten vor. Diclofenac zählt in Deutschland zu den am meisten verkauften Arzneimittelwirkstoffen. Es ist beispielsweise in Voltaren enthalten. Auch Metoprolol, der in Deutschland am meisten verordnete Betablocker, kam an drei der fünf untersuchten Messstellen vor (**Tab. 3.4-7**).

An den Messstellen mit höherem Abwasseranteil wurden auch Clofibrinsäure, ein Metabolit der Lipidsenker Clofibrat, Etofibrat und Etofyllinclofibrat, sowie Ibuprofen und Phenazon nachgewiesen.

In den Abläufen der drei untersuchten Kläranlagen wurden wesentlich höhere Arzneimittelkonzentrationen gemessen. Übereinstimmend wurden die höchsten Konzentrationen in allen drei Kläranlagen für Diclofenac, Carbamazepin, Metoprolol und Clofibrinsäure ermittelt. Die Gehalte für die ersten drei Substanzen lagen in der Regel deutlich oberhalb von 1 µg/l. Kläranlagenemissionen sind Ursache für Arzneimittelbelastungen in Fließgewässern. Von besonde-

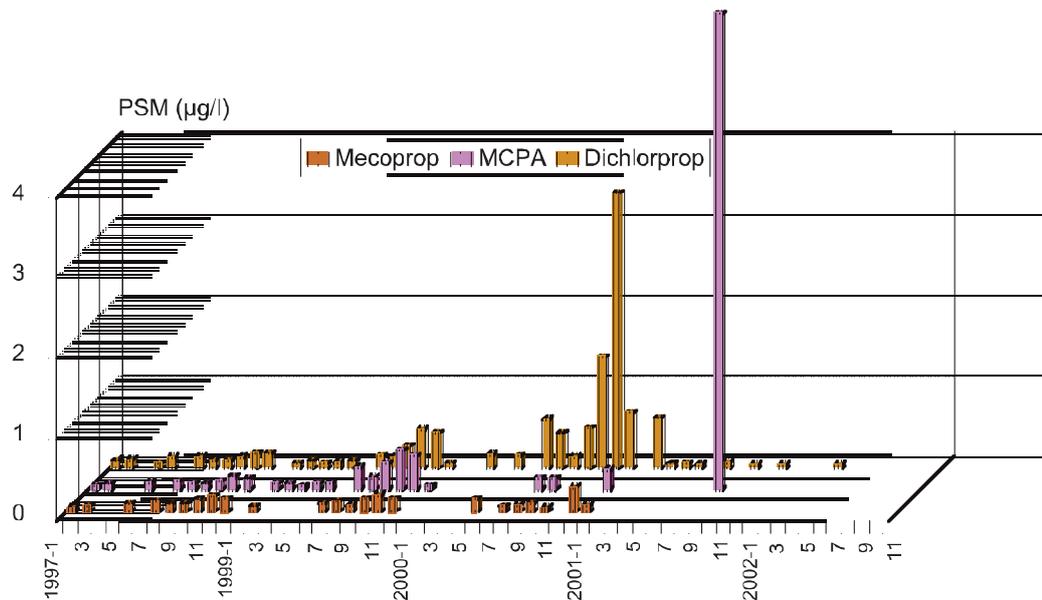


Abb. 3.4-9: PSM-Befunde in der Nebel bei Wolken, 1997 - 2002

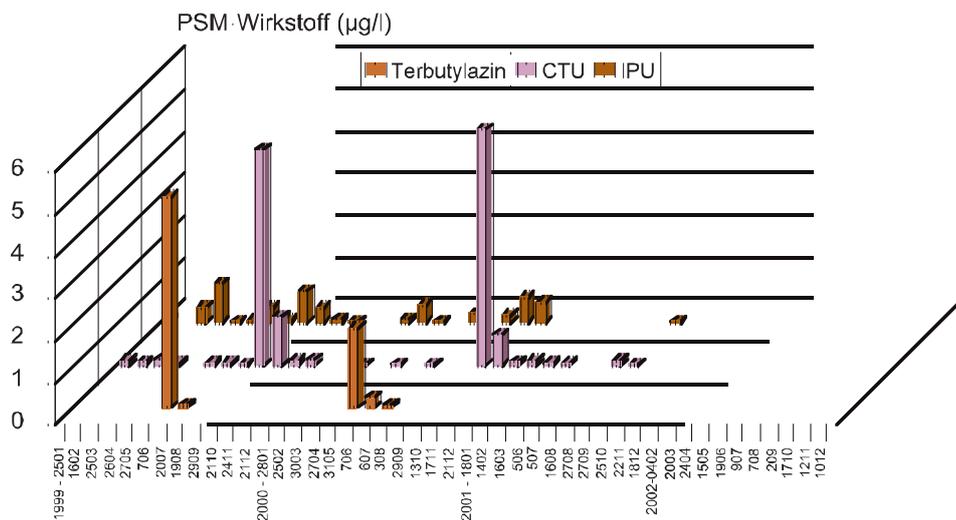


Abb. 3.4-10: PSM-Befunde in der Duvenbäk bei Kluis (Rügen), 1999 - 2002

rer Bedeutung sind hierbei Substanzen, die zusätzlich zu relevanten Einträgen eine vergleichsweise hohe Stabilität und eine geringe Sedimentationsneigung aufweisen wie Carbamazepin, Diclofenac und Clofibrinsäure (LHI 2001).

Neben den Arzneimitteln waren auch einige Antibiotika nachweisbar. Die höchsten Konzentrationen wurden dabei für Erythromycin und Sulfamethoxazol (jeweils bis 25 ng/l) in der Nebel bei Wolken gemessen.

Tab. 3.4-7: Arzneimittel-Befunde in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2000/2001, Spannweiten in ng/l

Wirkstoff	Warnow/ Kessin	Warnow/ Bützow	Nebel/ Wolken	Nebel/ Ahrenshagen	Uecker/ Torgelow
Carbamazepin	0-100	0-40	70-200	0	30-190
Diclofenac	0-30	0	30-110	0	30-70
Metoprolol	0-20	0	0-50	0	20-50
Clofibrinsäure	0	0	0-20	0	0-20
Ibuprofen	0	0	0-20	0	0
Phenazon	0	0	0-30	0	0

3.5 Zusammenfassung

Die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns hat sich im Berichtszeitraum weiter verbessert. Bezüglich des Merkmalskomplexes „Sauerstoffhaushalt und organische Belastung“ entsprachen rund 80 % der untersuchten Gewässer der gewässerpolitischen Zielstellung, Güteklasse 2 oder 1.

Bezüglich der Nährstoffbelastung ist das Bild weiterhin sehr differenziert. Während beim Phosphor und beim Ammonium-Stickstoff die positive Tendenz weiter anhält, ist beim Nitrat-Stickstoff kein Trend erkennbar. Für Orthophosphat wurde die Güteklasse II in rund 80 % der untersuchten Gewässer eingehalten; beim Ammonium-Stickstoff lag dieser Anteil bei 60 %. Der Anteil der Fließgewässer, in denen die Zielvorgabe der LAWA (Güteklasse II) eingehalten wird, konnte damit in den letzten Jahren mehr als verdoppelt werden. Diese erfreuliche Entwicklung ist im Wesentlichen auf den Kläranlagenausbau zurückzuführen. Beim Nitrat-Stickstoff dominieren diffuse Einträge. Hier lag der Anteil von Gewässern der Güteklasse II in den letzten Jahren bei nur 20 % und damit in der gleichen Größenordnung wie in den Jahren 1987 und 1992.

Die in den langsamfließenden und rückgestauten Fließgewässern durchgeführten Untersuchungen zur Planktonbiomasse (gemessen am Chlorophyll-a-Gehalt) zeigen in einigen Gewässern (Warnow, Peene, Elde) eine abnehmende Tendenz. Gleichzeitig ist in diesen Gewässern eine Verbesserung der Lichtverhältnisse zu konstatieren.

Wie in den Vorjahren wurden neben den Kenngrößen des Grundmessprogrammes der Gewässerüberwachung umfangreiche Schadstoffuntersuchungen durchgeführt. Diese Untersuchungen fanden an ausgewählten Messstellen in den Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment statt.

Die Schwermetallbelastung der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns liegt deutlich unter der benachbarter Flussgebiete, wie der der Elbe und Oder. Das gegenüber diesen Strömen deutlich niedrigere Belastungsniveau der mecklenburg-vorpommerschen Gewässer ist auf die gerin-

ge Besiedlungsdichte und den geringen Industrialisierungsgrad des Landes und eine andere geologische Grundbelastung zurückzuführen ist. Die Zielvorgabe der LAWA (Güteklasse II für Kompartiment Schwebstoff) wurde in den untersuchten Gewässern für Blei, Quecksilber, Nickel, Kupfer (Ausnahme Elde) und Chrom (Ausnahme Elde) eingehalten. Zu Überschreitungen der Zielvorgabe kam es für Cadmium in der Elde, Sude und Recknitz sowie für Zink in allen untersuchten Gewässern.

Von der Vielzahl organischer Industriechemikalien kommen in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns lediglich einige leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe in messbaren Konzentrationen vor. Die Ursachen liegen dabei oft in einer Beeinflussung durch kontaminierte Altlastflächen, wie dies beispielsweise für die Nebel bei Güstrow nachgewiesen werden konnte. Hier sind vom Gelände eines ehemaligen chemischen Reinigungsbetriebes erhebliche Mengen an Chloroform, Tri und Per über den Grundwasserpfad in die Nebel eingetragen worden. Nachdem im Jahre 2000 die Sanierung der Grundwasserkontamination in Angriff genommen wurde, ist eine stark rückläufige Entwicklung der LHKW-Belastung der Nebel festzustellen.

Ein überregionales Problem stellen Einträge von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer dar. Von den untersuchten etwa 80 Wirkstoffen wurden mehr als die Hälfte in den untersuchten Gewässern nachgewiesen, wenn auch überwiegend nur in geringen Konzentrationen unterhalb von 0,1 µg/l. Für einige Wirkstoffe (Isoproturon, Chlortoluron, Terbutylazin) kam es im Betrachtungszeitraum zu Überschreitungen der LAWA-Zielvorgaben. Generell konnte aber in den Jahren 2000, 2001, und 2002 eine rückläufige Entwicklung der Befundhäufigkeit festgestellt werden. In einzelnen kleineren Flussgebieten setzte in Folge einer verstärkten Kontrolle der Landwirte durch Mitarbeiter des Landespflanzenschutzamtes ein deutlicher Rückgang bei den PSM-Befunden in den betroffenen Gewässern ein. Neben anwendungsbedingten PSM-Einträgen wurde in einem Fall auch eine Beeinflussung durch eine kontaminierte Altlastfläche im Bereich eines ehemaligen Agrochemischen Zentrums (ACZ) nachgewiesen.

4 Die Wasserbeschaffenheit der Standgewässer

4.1 Allgemeines

Der Tradition der letzten Gewässergüteberichte 1995, 1996/1997 und 1998/1999 folgend werden in der vorliegenden Darlegung die Resultate von Seenuntersuchungen in den Jahren 2000 bis 2002 vorgestellt und diskutiert. In diesem Zusammenhang handelt es sich um Ergebnisse von wasserwirtschaftlichen Routineuntersuchungen mit dem Ziel, die Beschaffenheit der Seen über die Trophiesituation zu charakterisieren. Diese Untersuchungen wurden im Rahmen der jeweiligen Fortschreibung des Gewässerüberwachungserlasses für Mecklenburg-Vorpommern vom 05.05.1993 mit der Probenahme- und Laborkapazität des Landes durchgeführt. Weil die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt haben, dass für eine fachgerechte Klassifizierung der Seen eine viermalige Probenahme oft nicht ausreicht (vgl. KORCZYNSKI & MATHES, 1999), wurden zur Qualitätssicherung der Untersuchungsergebnisse ab 2001 im o.g. Erlass statt wie bisher 4 nun jeweils 5 Bereisungen verbindlich in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Darüber hinaus werden Ergebnisse vorgestellt, die aus Sonderuntersuchungen, wie beispielsweise dem Kleinseenprogramm oder Untersuchungsprogrammen zur Vorbereitung, Begleitung und Erfolgskontrolle von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen über Werkverträge realisiert worden sind. Näheres dazu und zum Umfang der angewendeten Untersuchungs- und Meßprogramme wurde bereits unter Kap. 2.2.2 bzw. in früheren Gewässergüteberichten dargelegt.

Von den insgesamt 2.033 Standgewässern mit einer Mindestwasserfläche von 1 ha, die sich nach neuester Erfassung (Stand 2003) auf dem Territorium von Mecklenburg-Vorpommern befinden, verdanken vor allem die größeren Seen ihren Ursprung den landschaftlichen Veränderungen durch die letzte Eiszeit (s. **Tab. 4.1-1**). Etwa ein Viertel der Gewässer wurde dann später durch Menschenhand geschaffen. Da letztere in der Regel nur geringe Ausmaße aufweisen, beträgt deren Flächenanteil an der Gesamtseefläche des Landes lediglich ca. 4 % (vgl. **Abb. 4.1-1**).

Wie in der Zusammenstellung der künstlichen Seen in **Abb. 4.1-2** zu ersehen ist, ist das Vorkommen einer relativ hohen Anzahl von Torfseen bzw. Torfstichen charakteristisch für

Tab. 4.1-1: Zusammenstellung der Seen in Mecklenburg-Vorpommern (Stand 2003)

--

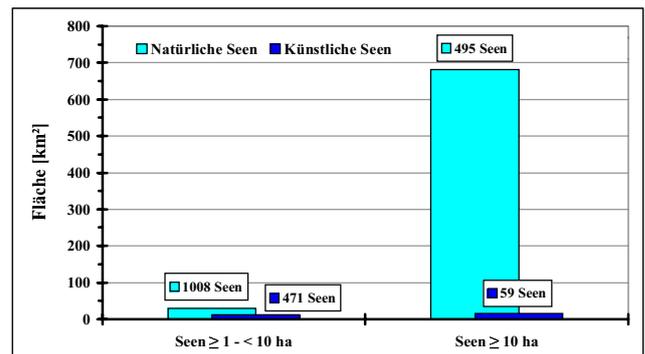
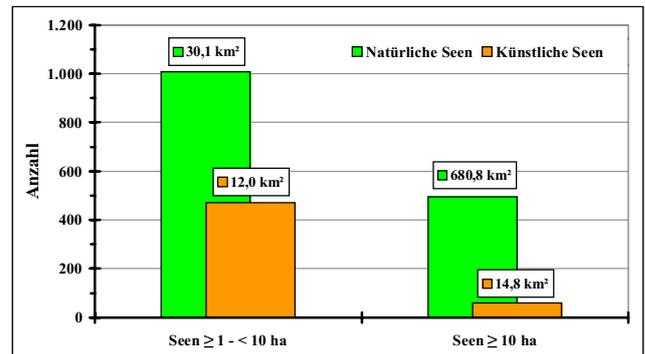


Abb. 4.1-1: Anteil der Seen künstlicher Entstehung in Mecklenburg-Vorpommern (oben: Anzahl, unten: Fläche)

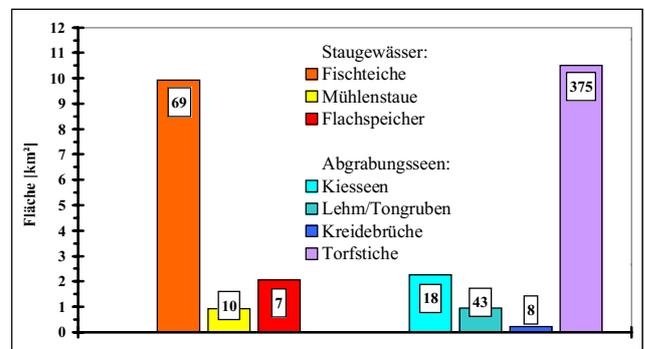


Abb. 4.1-2: Zusammenstellung künstlicher Seen in Mecklenburg-Vorpommern

das niederungsreiche Bundesland Mecklenburg-Vorpommern (vgl. auch GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997). Einen ähnlich hohen Flächenanteil haben die insgesamt 69 Fischteiche des Landes, von denen 29 mehr als 10 ha aufweisen (die größten Fischteiche mit Flächen bis zu 88 ha liegen in der Lewitz).

In **Abbildung 4.1-3** wird der Stand der Untersuchungen für den Zeitraum 1995 (Beginn der Erfassung, bzw. des Seenprojekts) bis 2002 über einen Vergleich der Flächen und der Anzahl der klassifizierten Seen mit der Gesamtzahl/-fläche der Seen in Mecklenburg-Vorpommern dargestellt.

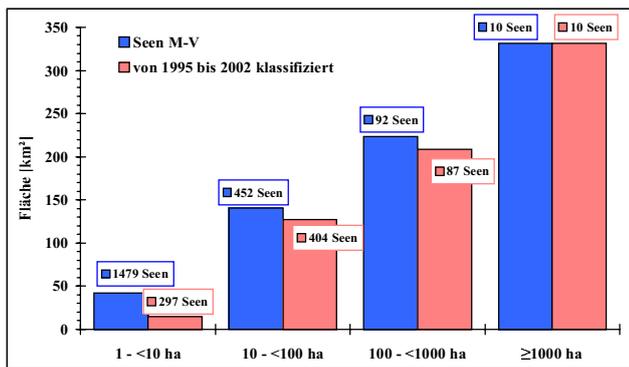


Abb. 4.1-3: Anzahl und Fläche der im Zeitraum 1995 – 2002 klassifizierten Seen im Vergleich zum Seeninventar in Mecklenburg-Vorpommern in Abhängigkeit von Seengrößenklassen

Ohne Berücksichtigung von mehrfachen Untersuchungsjahren und der Untersuchung von mehreren Seebecken pro See (einige Seen werden in bis zu 12 Seeteilen bzw. in jedem Jahr erfasst) liegen somit bis einschließlich 2002 Einschätzungen zur Trophiesituation von insgesamt 798 Seen mit einer Mindestwasserfläche von 1 ha vor, die auf mindestens einer Klassifizierung in den letzten 8 Jahre beruhen. Im Gegensatz zu vorherigen Gewässergüteberichten sind hierin auch einige Gewässer (ca. 20 %) enthalten, deren Klassifizierung unter Vorbehalt vorgenommen worden ist, weil sie in Einzelkriterien außerhalb des Anwendungsbereiches der für die Klassifizierung verwendeten Richtlinien (LAWA, 1999, 2001 und 2003) lagen. Das betrifft z.B. viele Torfstiche, insbesondere aber die von Makrophyten dominierten Seen. Wie es sich mittlerweile in der Praxis erwiesen hat, liegen diese Klassifizierungen in der Regel im richtigen Bereich. Ferner wurden 5 Standgewässer mit Flächen unter 1 ha untersucht und unter diesem Vorbehalt klassifiziert. Die Differenz zwischen vorhandenen und klassifizierten Gewässern in der Seengrößenklasse 10 – 100 ha (s. **Abb. 4.1-3**) erklärt sich zum größten Teil durch die hier enthaltenen Fischteiche. Diese werden im Rahmen

des Seenprogramms nicht erfasst, weil sie mit dem Ziel der Fischproduktion manipuliert werden und demzufolge über die Trophie nicht eingeschätzt werden können.

Da die bisherigen Monitoringprogramme in erster Linie auf die flächengroßen Gewässer orientiert waren, sind inzwischen mit Stand 2002 mehr als 90 % der gesamten Seenfläche des Landes einer Trophieklassifizierung unterzogen worden, die auf mindestens einem kompletten Untersuchungsjahr des genannten Zeitraumes basiert.

Von 1995 bis 2002 wurden weitere 89 Seen untersucht, ohne zu einem Klassifizierungsergebnis zu gelangen. Es handelt sich um Seen, bei denen aus verschiedensten Gründen Proben oder ganze Bereisungen ausgefallen sind, beispielsweise weil sie wegen fortgeschrittener Verlandung in Zeiten niedriger Wasserstände mit der Probenahmetechnik nicht zugänglich waren.

4.2 Untersuchungen zur Trophiesituation

4.2.1 Zusammenstellung der untersuchten Seen

Die Zusammenstellung der Ergebnisse der Trophieklassifizierung im Untersuchungszeitraum 2000 bis 2002 erfolgt analog zum Gewässergütebericht 1998/1999 (s. dort) mit dem schon erwähnten Unterschied, dass im vorliegenden Bericht nun auch die Klassifizierungen „unter Vorbehalt“ in den Zusammenstellungen und Grafiken der klassifizierten Seen enthalten sind. Alle im Zeitraum 2000 – 2002 klassifizierten Seen bzw. Seeteile sind in den **Anlagen 4-1** (2000), **4-2** (2001) und **4-3** (2002) zusammengestellt. Aus diesen Tabellen können u.a. die Werte für Chlorophyll a-Konzentration, Sichttiefe sowie Phosphorkonzentration als

Tab. 4.2-1: Anzahl der untersuchten Seen bzw. Seebecken im Untersuchungszeitraum 2000 – 2002

Bearbeitungsstand	2000	2001	2002
bearbeitete Seen bzw. Seeteile	98	205	208
davon klassifiziert	74	130	134
davon unter Vorbehalt klassifiziert, weil trotz vollständiger Datensätze nicht im Geltungsbereich der Richtlinie (Torfstiche, Makrophytendominanz usw.)	8	40	30
unvollständige Datensätze (fehlende Einzelwerte)	12	20	1
keine repräsentative Probenahme (Uferproben)	-	-	1
ferner: Seen < 1 ha	[3]	[3]	-
davon nicht klassifiziert, weil			
Probenausfall wegen Verlandung bzw. Unzugänglichkeit	-	14	35
zu wenig Probenahmetermine	3	1	7
Dystrophie	1	-	-

den für die Klassifizierung nach LAWA entscheidenden Kriterien entnommen werden.

In **Anlage 4-4**, die ebenfalls im Anhang zu finden ist, wurden alle Seen des Landes Mecklenburg-Vorpommern ab 1 ha aufgeführt und die bisherigen Untersuchungsergebnisse mit Stand Ende 2002 (Klassifizierung) bzw. 2003 (Vermessung) dokumentiert.

Wie aus **Tabelle 4.2-1** zu entnehmen ist, wurden im Berichtszeitraum 2000 bis 2002 insgesamt 511 Seen bzw. Seeteile bearbeitet und unter der Berücksichtigung von Fällen mehrerer Seeteile pro Einzelsee und/oder Wiederholungsuntersuchungen 450 Einzelklassifizierungen nach LAWA (1999, 2001, 2003) vorgenommen.

Neben den Wiederholungsuntersuchungen größerer Gewässer wurden im Berichtszeitraum eine verhältnismäßig hohe Anzahl von Kleinseen mit Seeflächen von 1 – 10 ha untersucht, wobei es sich bei den meisten dieser Gewässer um Ersterfassungen handelte (s. Kap. 4.3).

4.2.2 Ergebnisse der Trophieklassifizierung

Um im Folgenden eine möglichst übersichtliche Trophieeinschätzung zu erhalten, wurden die Klassifizierungsergebnisse von Teilbereichen einiger Seen (z.B. der Außenmüritz) weitgehend zusammengefaßt (s. **Tab. 4.2-2**). Bei gravierenden horizontalen Klassenunterschieden und unterschiedlichen Schichtungsverhalten einzelner Seebecken wurden diese allerdings separat betrachtet und einer entsprechenden Teilfläche des Sees zugeordnet. Insbesondere traf das für abgeschlossene Seebecken oder abgetrennte Seeteile zu.

Die verhältnismäßig übereinstimmenden Gesamtseeflächen aller Untersuchungsjahrgänge resultieren aus den relativ hohen Anteilen der 4 flächengrößten Seen des Landes (Müritz - 112,63 km²; Schweriner See - 61,54 km²; Plauer See - 38,79 km²; Kummerower See - 32,92 km²), die auf Grund einer EU-Meldepflicht seit 1998 in jedem Jahr erfasst werden.

Die Trophieverteilung der 2000 bis 2002 klassifizierten Seen bzw. Seebecken zeigt **Tabelle 4.2-3**.

Erstmals seit Beginn der richtliniengemäßen Klassifizierung der Seen in Mecklenburg-Vorpommern (1995) wies im Jahr 2000 ein See Messwerte auf, die gerade noch eine Klassifizierung in die Trophieklasse „oligotroph“ rechtfertigen. Es handelt sich um den Schmalen Luzin, dessen Zustandsverbesserung auf die im gleichen Jahr abgeschlossene Restaurierungsmaßnahme (künstliche hypolimnische Calzitfällung in Kombination mit Tiefenwasserbelüftung) zurückzuführen war. In den beiden Folgejahren stabilisierte sich im See allerdings wieder der mesotrophe Zustand (s. auch unter 4.2.3). Im Jahr 2002 wurden 2 Seen – der Große Bodensee und der Große Keetzsee, jeweils im Landkreis Neustrelitz gelegen – untersucht, deren Trophielage ebenfalls mit oligotroph klassifiziert werden konnte.

Auf der anderen Seite wurden im Untersuchungszeitraum aber auch wieder insgesamt 27 Seen, bzw. Seeteile mit einer hypertrophen Beschaffenheit erfasst, die eine außergewöhnliche Belastungssituation der Gewässer signalisiert. Mit Ausnahme des nördlichen Teiles des Gothensees auf Usedom, dessen Trophielage unmittelbar an der Klassengrenze zu polytroph liegt, handelt es sich dabei überwiegend um Seen mit verhältnismäßig geringen Seeflächen (**s. Tab. 4.2-4**).

In den **Abbildungen 4.2-1 bis 4.2-3** wird die Trophiesituation der klassifizierten Seen in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten (obere Darstellung) und den Flächengrößeklassen (untere Darstellung) jeweils zusammenfassend für die einzelnen Untersuchungsjahre veranschaulicht.

Ähnlich wie in den Vorjahren ließ sich der größte Teil der im Berichtszeitraum untersuchten Seen in die Trophieklassen eutroph und polytroph einordnen. Wie nach den Auswertungen in den Vorjahren nicht anders zu erwarten, ergaben sich auch für den Untersuchungszeitraum 2000 – 2002 deutlich höhere Trophielagen bei den ungeschichteten Gewässern, während die tieferen geschichteten Seen zum großen Teil geringere Trophie aufwiesen (vgl. auch MATHES et al. 2003). Alle hypertrophen Seen sind stets bis zum Gewässergrund vom Wind durchmischt, also polymiktisch und somit relativ flach. Dagegen wurde kein oligotropher und nur wenige mesotrophe Seen bzw. Seeteile registriert, die ungeschichtet waren (**s. Tab. 4.2-5**).

Neben den in **Tabelle 4.2-5** zusammengestellten polymiktischen mesotrophen Seen wurden unter dem Vorbehalt einer mehr oder weniger ausgeprägten Makrophytendominanz

Tab. 4.2-2: Klassifizierte Seen bzw. Seebecken des Untersuchungszeitraumes 2000 – 2002

Untersuchungsjahr	klassifizierte Seen bzw. Seebecken (s. Tab. 4.2-1)	nach Zusammenfassung	Gesamtseefläche [km ²]
2000	94	81	308,0
2001	190	176	314,5
2002	166	142	338,3

Tab. 4.2-3: Klassifizierungsergebnisse von 2000 – 2002 untersuchten Seen und Seebecken nach LAWA (1999, 2000, 2003) bezogen auf Anzahl und Seefläche

Trophieklasse	2000		2001		2002	
	Anzahl	Fläche [ha]	Anzahl	Fläche [ha]	Anzahl	Fläche [ha]
oligotroph	1	60,4	-	-	2	73,5
mesotroph	22	17.363,7	25	15.555,3	39	19.509,1
eutroph 1	15	3.427,2	43	11.246,1	24	821,5
eutroph 2	18	4.218,4	42	1.028,6	35	7.279,7
polytroph 1	21	4.536,4	38	2.126,5	36	5.087,4
polytroph 2	12	881,6	27	1.385,9	23	1.021,9
hypertroph	5	314,2	15	110,7	7	32,8

Tab. 4.2-4: Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten hypertrophen Seen

See	Landkreis	Seefläche [ha]	Untersuchungsjahr
Schwandter See	Demmin	18,6	2001
Großer See bei Basepohl	Demmin	17,5	2001
Hinterteich bei Verchen	Demmin	7,6	2001
Vorderteich bei Verchen	Demmin	3,4	2001
See bei Gülzowhof	Demmin	3,0	2001
Bäbeliner See	Güstrow	10,8	2001
Hofsee Kämmerich	Güstrow	6,0	2001
Moorsee bei Kämmerich	Güstrow	4,0	2001
Dorfteich Schlemmin	Güstrow	1,5	2002
Kornowsee	Mecklenburg-Strelitz	24,2	2000
Narchowsee	Mecklenburg-Strelitz	13,9	2000
Grube bei Velgast	Nordvorpommern	5,0	2002
Dorfteich Spiekersdorf	Nordvorpommern	1,5	2002
Teich in Dudendorf	Nordvorpommern	1,5	2002
Oberer See bei Kleekamp	Nordwestmecklenburg	5,0	2000
See bei Bentin	Nordwestmecklenburg	2,8	2002
Gothensee (Nordbecken)	Ostvorpommern	262,2	2000
Piese, südl. Peenemünde	Ostvorpommern	6,0	2001
Krähenmoor bei Lentschow	Ostvorpommern	3,0	2001
Dorfteich in Daugzin	Ostvorpommern	1,5	2001
Dorfsee Demen	Parchim	8,9	2000
See bei Blankenberg	Parchim	1,7	2002
See bei Kobrow	Parchim	1,5	2001
Moorteich Stralsund	Stralsund	21,8	2001
Dammsee bei Nadrensee	Ueckermünde	4,4	2001
See bei Ludwigshof	Uecker-Randow	18,9	2002
Dorfteich Rollwitz	Uecker-Randow	1,5	2001

Tab. 4.2-5: Zusammenstellung der im Untersuchungszeitraum erfassten polymiktischen Seen mesotropher Beschaffenheit

See	Landkreis	Seefläche [ha]	Untersuchungsjahr
Außenmüritz	Müritzkreis	10.269,2	2000, 2001, 2002
Wolgastsee	Ostvorpommern	46,5	2000
Dabelowsee (Ostteil)	Mecklenburg-Strelitz	28,6	2002
Langhäger See (Nordteil)	Mecklenburg-Strelitz	19,6	2002
Peetschsee (bei Peetsch)	Mecklenburg-Strelitz	11,3	2000
Kluger See	Mecklenburg-Strelitz	11,0	2002
Giesenschlagsee (MV-Anteil des Südbeckens)	Mecklenburg-Strelitz	3,0	2002

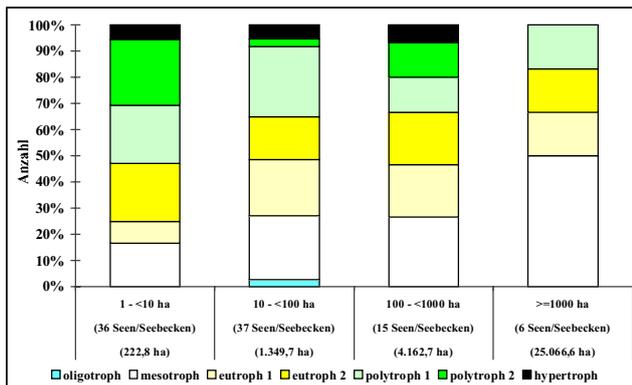
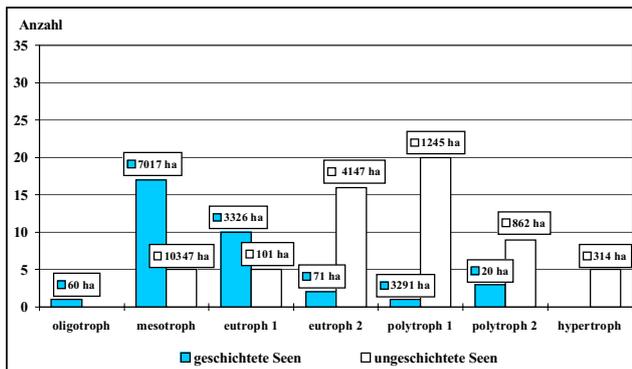


Abb. 4.2-1: Trophieverteilung der 2000 klassifizierten Seen und Seebecken in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten (oben) und der Seefläche (unten)

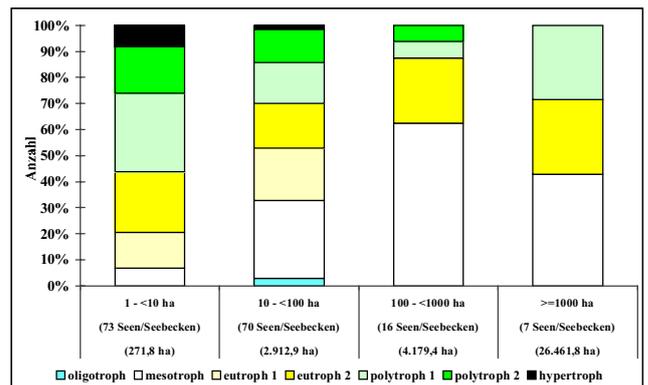
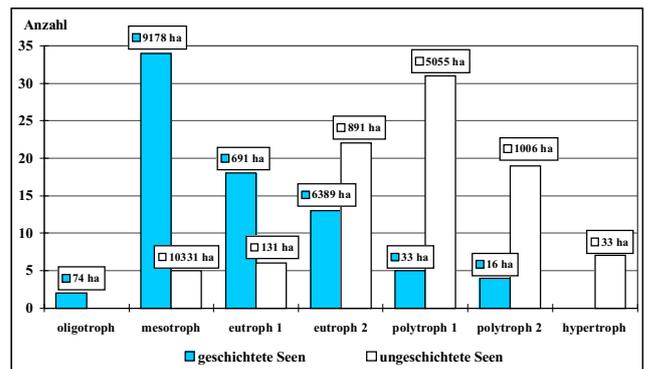


Abb. 4.2-3: Trophieverteilung der 2002 klassifizierten Seen und Seebecken in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten (oben) und der Seefläche (unten)

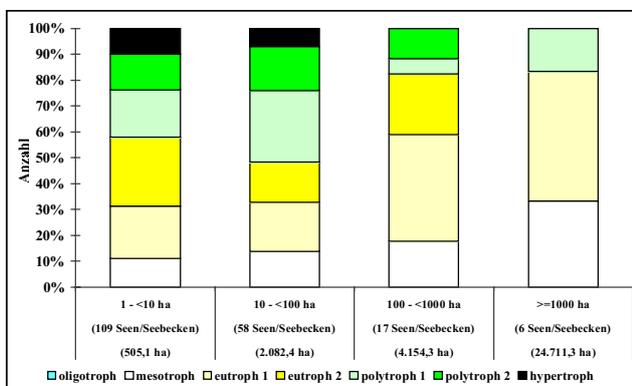
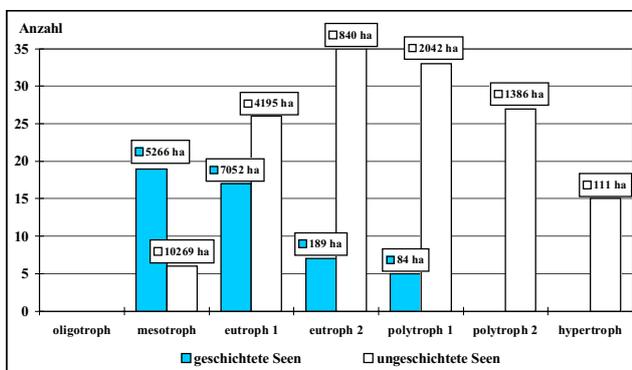


Abb. 4.2-2: Trophieverteilung der 2001 klassifizierten Seen und Seebecken in Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten (oben) und der Seefläche (unten)

2000 der Mooresee bei Köchelstorf (90,5 ha; Kreis Nordwestmecklenburg), 2001 die Brummelwitz (5,5 ha; Kreis Güstrow), der Hechtsee bei Weitendorf sowie der See bei Staven (5,9 bzw. 1,2 ha; beide Kreis Mecklenburg-Strelitz) ebenfalls als mesotroph eingeschätzt. Auch der im Jahr 2000 wiederum untersuchte Reitbahnsee (Neubrandenburg) ist polymiktisch und weist als ehemaliger Kiessee mesotrophe Eigenschaften auf. Dieser Umstand traf auch für die Wussekenar Kieskuhle (3,0 ha) und den Kiessee II bei Sauzin (beide < 5 ha, im Kreis Ostvorpommern gelegen) zu.

Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Zahl an Seen in den einzelnen Flächengrößenklassen geht aus den Darstellungen in den **Abbildungen 4.2-1 bis 4.2-3** wieder hervor, dass die Seen in höherer Trophielage eher in den Größenklassen mit geringerer Seefläche zu finden sind (vgl. **GEWÄSSERGÜTEBERICHTE 1995, 1996/1997 und 1998/1999**).

Neben der dargestellten Abhängigkeit vom Schichtungsverhalten und der Gewässerfläche wird die Trophiesituation der untersuchten Seen selbstverständlich auch von der topographischen Lage zu den Belastungsquellen geprägt. Wie aus den Karten in den **Abbildungen 4.2-4 bis 4.2-6** zu ersehen ist, liegen die oligotrophen und mesotrophen Seen meist in relativ dünn besiedelten und waldreichen Landesteilen, die in der Regel landschafts- bzw. naturgeschützt sind. Unmittelbare Ortsnähe und seenahe landwirtschaftli-

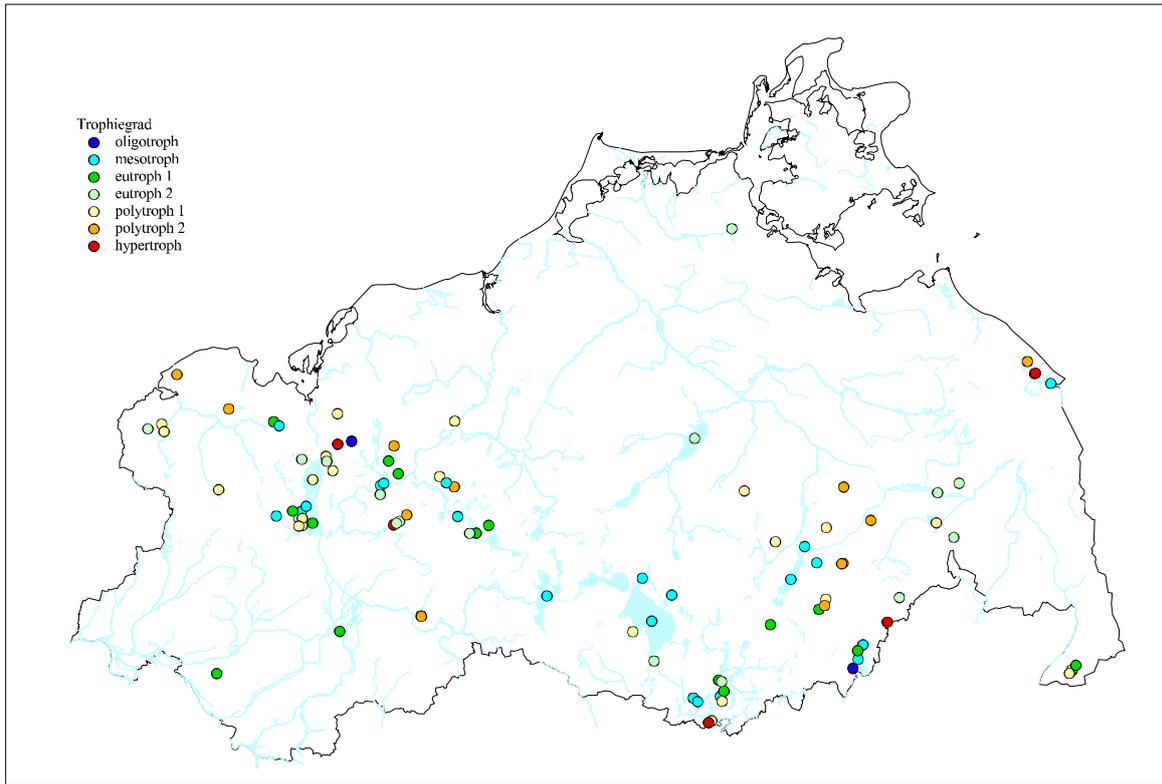


Abb. 4.2-4: Territoriale Verteilung der 2000 klassifizierten Seen und Seebecken in Mecklenburg-Vorpommern

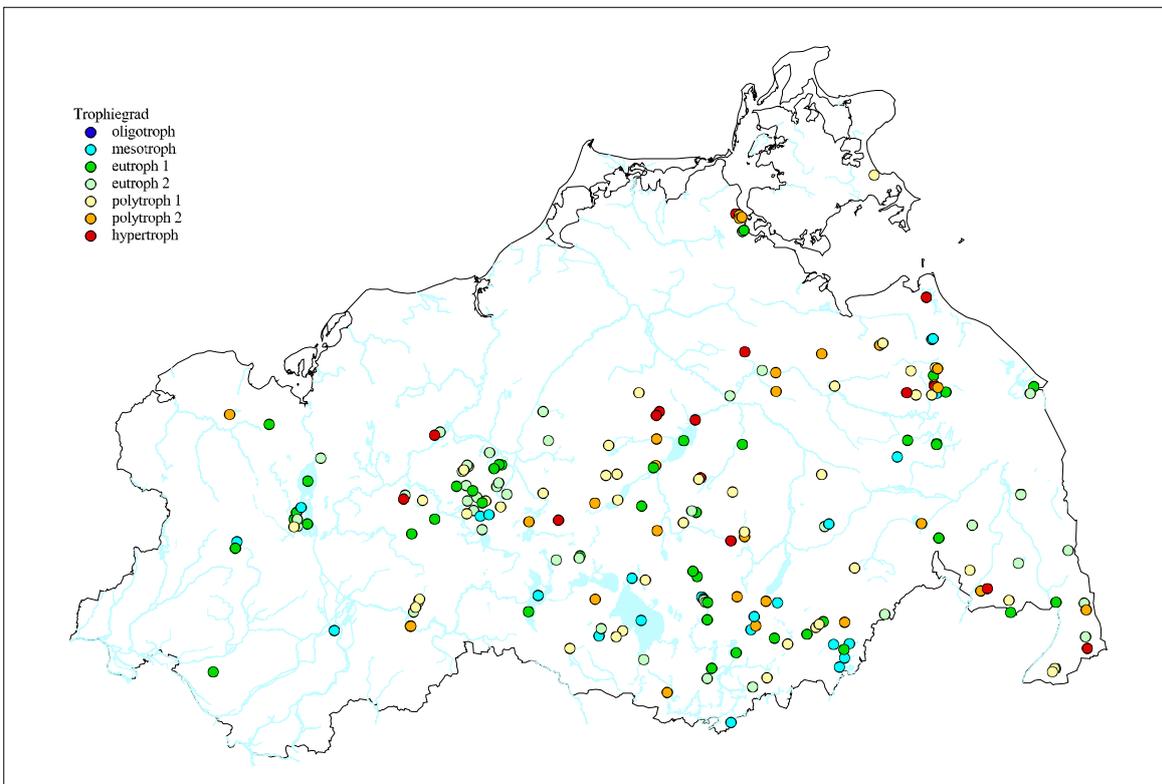


Abb. 4.2-5: Territoriale Verteilung der 2001 klassifizierten Seen und Seebecken in Mecklenburg-Vorpommern

che Aktivitäten beeinflussen die Trophielage der Seen deutlich. Die hypertrophen Seen befinden sich mit Ausnahme der Piese auf Usedom, die durch Einleitungen über

Drainagen belastet wird, alle in der Nähe oder innerhalb von Siedlungsflächen.

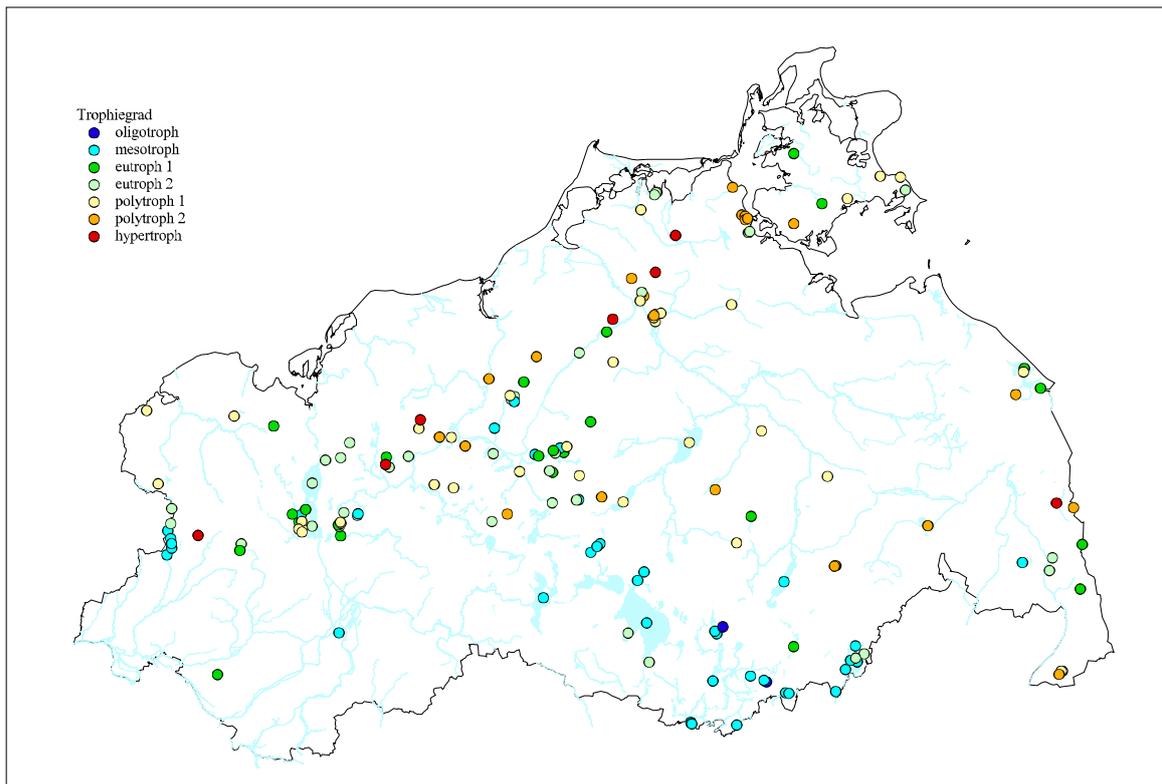


Abb. 4.2-6: Territoriale Verteilung der 2002 klassifizierten Seen und Seebecken in Mecklenburg-Vorpommern

4.2.3 Entwicklung der Trophiesituation in Mecklenburg-Vorpommern

Die ab 1995 intensivierten Untersuchungen der Seen in Mecklenburg-Vorpommern ergaben hinsichtlich der Trophiesituation zunächst alarmierende Resultate, die im wesentlichen auf Übernutzungen der Seen selbst (intensive Fischwirtschaft, Entenmast) aber auch durch die seit Ende der 50-er Jahre angestiegenen Belastungen vor allem aus landwirtschaftlichen Bereichen zurückzuführen waren. Bisher musste ein Großteil der Seen in Mecklenburg-Vorpommern als eu- bzw. polytroph, einige Seen sogar als hypertroph eingeschätzt werden (MATHES et al., 1999; MATHES, 2002). Oligotrophe Seen wurden erstmals in diesem Berichtszeitraum registriert (s. unter 4.2.2.). Somit lag das Trophieniveau fast aller erfassten Standgewässer teilweise weit über dem des jeweiligen potenziell natürlichen Zustandes.

Schon in früheren Gewässergüteberichten wurde angedeutet, dass sich die Zugehörigkeit zu einer Trophiekategorie an den Klassengrenzen oft durch die Nachkommastellen ergibt (Beispiel: Müritz). Diese z.T. jährlichen Wechsel der Trophiekategorie eines Sees innerhalb eines natürlichen, meist durch Witterungsunterschiede der Einzeljahre bedingten Schwankungsbereiches sind normal. Vor dem Hintergrund

einer langen Zeitdauer von Beschaffenheitsänderungen der Standgewässern wäre es deshalb voreilig, aus kurzfristigen Wechseln der Trophieklassen auf eine Verbesserung oder Verschlechterung zu schließen. Das trifft insbesondere auch auf vorübergehende Klarwasserperioden in Flachseen zu. Mittlerweile mehren sich Signale, die Anlass zu vorsichtigem Optimismus geben, was die allgemeine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Seen im Land betrifft. Dazu zählt beispielsweise die kontinuierliche Abnahme der Phosphorkonzentration im Schweriner See, obwohl eine augenscheinliche Reaktion des Sees selbst (geringere Chlorophyll a - Konzentration, höhere Sichttiefe) bisher noch aussteht, bzw. eine Kopplung der Algenproduktion an die sich verringernenden Nährstoffe (noch) nicht vorhanden ist (s. Abb. 4.2-7). Auch die Ausbreitung von Eiszeitreliktkrebsen im Feldberger Seengebiet oder die Wiederfunde im Schaalsee und Röttgelineer See können als Indizien einer Beschaffenheitsverbesserung gewertet werden.

Da inzwischen von mehreren Seen Wiederholungsuntersuchungen vorliegen, besteht nun die Möglichkeit, für den Zeitraum 1995 bis 2002 erste Einschätzungen zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit auf Basis der Trophiesituation vorzunehmen. Zum Nachweis von möglichst nachhaltigen Trophieänderungen in den Seen kamen Datensätze von mindestens 2 Untersuchungsjahren in einem zeitlichen Mindestabstand von 3 Jahren in Betracht. Eine Änderung der Trophieverhältnisse wurde angenommen, wenn die Klassifizierungen zumindest eine Trophie-

Tab. 4.2-6: Nachweis von Trophieänderungen in Seen in Mecklenburg-Vorpommern

Anzahl der Untersuchungsjahre	Seen ohne Änderungen der Trophie	Verbesserung	Verschlechterung
2	120	17	14
3	26	2	1
4	10	6	-
5	8	1	-
6	7	-	-
7	5	3	-
8	7	-	-

stufe von den vorherigen Einschätzungen abweichen, bzw. wenn in den betroffenen Seen die Dominanzverhältnisse der autotrophen Produktion wechselten und dieser Wechsel wenigstens 1 Jahr stabil blieb.

Wie aus **Tabelle 4.2-6** hervorgeht, ließen sich aus den meisten der vorliegenden Datenreihen keine Änderungen in den Größenordnungen der trophiebestimmenden Kriterien ableiten. In vielen Seen treten nach wie vor sommerliche Massenentwicklungen von Cyanobakterien und weitere der bekannten trophiebedingten Probleme auf. Allerdings zeichnet sich bei einigen Standgewässern doch ein allmählicher Trend zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit ab, der im Vergleich zu den gleichzeitig festgestellten Verschlechterungen in einigen Seen überwiegt.

Die Gründe für die Verbesserung der Trophiesituation in den betreffenden Seen liegen zunächst im allgemeinen Rückgang der Belastungen aus den Einzugsgebieten und des damit einher gehenden Anstieges der Fließgewässergüte seit Beginn der 90-er Jahre, auf den zunächst die Seen mit relativ geringer internen Belastung und noch intaktem Selbstreinigungsvermögen reagieren (z. B. Plauer See). Dagegen zeigen Seen mit großem und landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet wie z.B. der Kummerower See bisher noch keine Reaktion, bzw. sogar Verschlechterungen der Beschaffenheitskriterien, wenn die diffuse Belastung auf Grund veränderter Abflussverhältnisse zunimmt.

Die Entlastung der Seen von kommunalen und landwirtschaftlichen Abwassereinleitungen führt in der Regel schnell (also in wenigen Jahren bis Jahrzehnten) zu Verbesserungen in den betreffenden Gewässern. Neben den schon erwähnten Auswirkungen der Herausnahme der Stadtabwässer im Schweriner See wäre das Beispiel des Tollensesees anzuführen. In diesem Gewässer wird seit Jahren ebenfalls eine kontinuierliche Verringerung der Phosphorkonzentrationen verzeichnet, die vor allem auf eine deutliche Erhöhung des Anschlussgrades der Gemeinden im Einzugsgebiet an die Kläranlage Neubrandenburg zurückzuführen ist (s. **Abb. 4.2-8**).

Besonders augenscheinlich sind Qualitätsverbesserungen in den Seen, in denen gezielt seentherapeutische Maßnahmen durchgeführt worden sind (s. auch Gewässergüte-

bericht 1998/1999). Zur Realisierung derartiger Maßnahmen werden im Rahmen des 1999 installierten Sanierungs- und Restaurierungsprogramms der Seen in Mecklenburg-Vorpommern (MATHES & KORCZYNSKI, 2000) Seen, bei denen entsprechender Handlungsbedarf besteht, nach einer Prioritätenliste ausgewählt (vgl. SCHAUSER et al., 2002). Unter der Voraussetzung eines weitgehend sanierten Einzugsgebietes werden diese Seen eingehenden Untersuchungen unterzogen, die mit einer Machbarkeitsstudie abschließen. Die Studien enthalten Empfehlungen von auf den konkreten See abgestimmten Maßnahmen bzw. Maßnahmenkomplexen sowie erste Abschätzungen der damit verbundenen Kosten.

Während des Berichtszeitraumes wurden Restaurierungsmaßnahmen an folgenden Seen erfolgreich durchgeführt bzw. begonnen:

2000:

- Abschluss einer künstlichen hypolimnischen Calzitfällung in Kombination mit einer Tiefenwasserbelüftung im Schmalen Luzin (s. KOSCHEL et al., 2002)

2001:

- Installation einer Anlage zur P-Eliminierung über einen zweistufigen Bodenfilter am Unteren Schloßsee Penkun
- Installation einer Anlage zur hypolimnischen Calzit- und P-Fällung und Tiefenwasserbelüftung im Tiefwareensee

2002:

- P-Fällung durch manuelle Fällmittelausbringung auf das Eis des Schwandter Sees
- P-Fällung durch Fällmittelausbringung per Flugzeug auf das Eis des Großen Weißen Sees

Gegenwärtig befinden sich weitere Maßnahmen in Vorbereitung (u.a. Sedimententnahme im Schmachter See, ein Projekt zum Schutz der Glazialreliktfauna in den Feldberger Seen, ein Projekt zur Restaurierung des Siedenbollentiner Sees durch eine Sedimentabdeckung mit Tonmineralien, weitere Vorhaben zur P-Fällung).

Nach den bereits im Gewässergütebericht 1998/1999 beschriebenen Seentherapien des Tressower Sees und des Buggenhagener Schloßsees werden an dieser Stelle 2 weitere Beispiele von Restaurierungsmaßnahmen an Seen in Mecklenburg-Vorpommern vorgestellt.

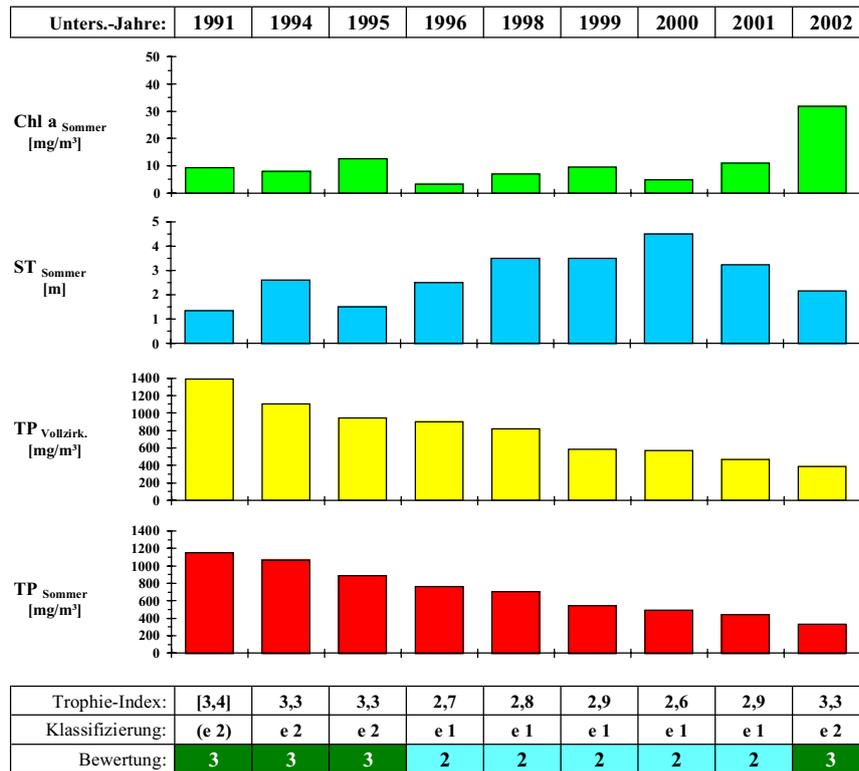


Abb. 4.2-7: Entwicklung der Trophiesituation im Schweriner Innensee seit Herausnahme der Stadtabwässer

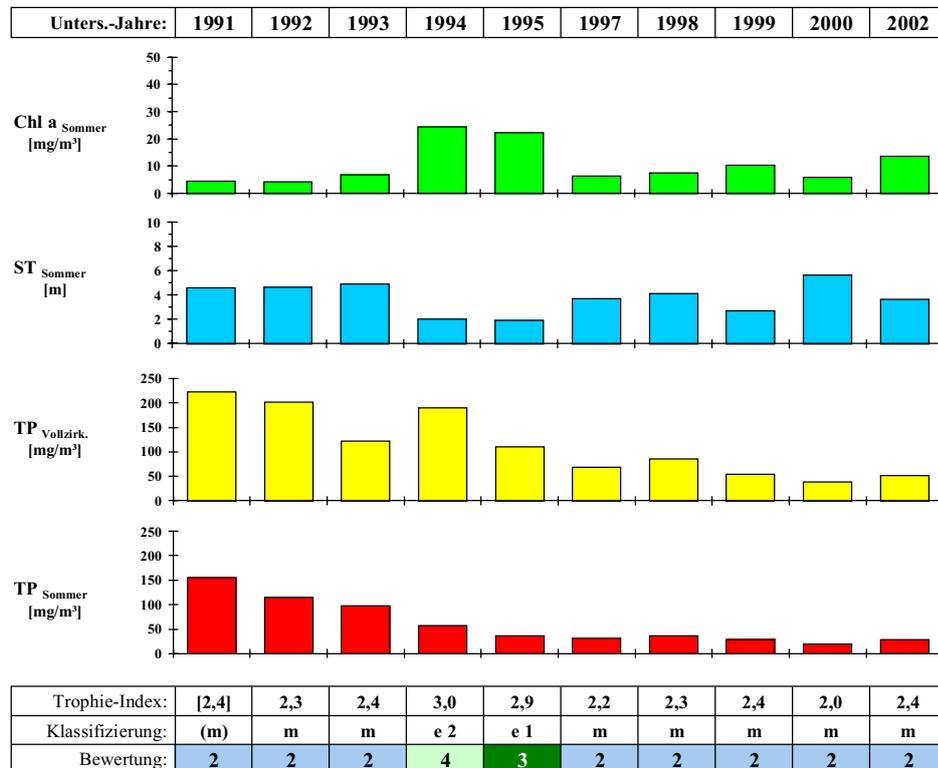


Abb. 4.2-8: Entwicklung der Trophiesituation im Tollensesee (zusammengestellt aus Datenmaterial aus diversen Berichten des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.)

Unterer Schloßsee Penkun

Der Untere Schloßsee Penkun ist ein Flachsee, der ständig bis zum Seegrund vom Wind durchmischt wird. Das Gewässer ist hochproduktiv und durch permanente Blaualgenmassenentwicklungen charakterisiert. Die Folge sind Eintrübungen bei geringen Sichttiefen < 0,5 m und Vegetationsfärbungen des Wassers. Mit dem Ziel, touristische Anreize zu schaffen, besteht in Penkun ein großes Interesse, die hocheutrophe Beschaffenheit des Sees zu verbessern. Nach einer weitgehend abgeschlossenen Sanierung des Einzugsgebietes (1995: Inbetriebnahme der Kläranlage, bis 1998 schrittweiser Anschluß der Abwassereinleiter an die zentrale Entwässerung) konnten Restaurierungsmaßnahmen des Sees in Angriff genommen werden. Im Ergebnis langjähriger Voruntersuchungen wurde die Phosphatelimination des Seewassers über einen zweistufigen Bodenfilter favorisiert. Eine entsprechend dimensionierte Anlage wurde in der Nähe des Sees installiert und Ende Mai 2001 in Betrieb genommen. Mit Hilfe der beiden Bodenfilter wird das durchlaufende Wasser vor allem von organischem Material (einschließlich der Planktonorganismen) befreit und werden insbesondere auch die Phosphorkonzentrationen reduziert. Die Anlage ist so konzipiert, dass jährlich ca. 250.000 m³ Seewasser behandelt werden können.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ergeben die Begleituntersuchungen kaum Anhaltspunkte zu Auswirkungen der Maßnahme auf den See. Jedoch scheinen allein schon die Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet eine erste Verbesserung der Wasserbeschaffenheit bewirkt zu haben (s. **Abb. 4.2-9**).

Großer Weißer See bei Wesenberg

Der Große Weiße See bei Wesenberg hat nach neueren Messungen eine Seefläche von 29,6 ha und ist maximal 12,2 m tief. Früher bekannt als gutes Badegewässer, unterlag der See hauptsächlich bedingt durch intensive fischereiliche Bewirtschaftung (Karpfenmast) seit den 60-er Jahren einer starken Eutrophierung, in deren Folge es zu erheblichen Nutzungseinschränkungen kam. Zur Restaurierung des Sees musste die Phosphorkonzentration gesenkt werden, um die für die Trübung des Gewässers verantwortliche hohe Phytoplanktonproduktion zu minimieren.

Im Winter 2001/2002 wurden per Flugzeug insgesamt 45 t granuliertes Aluminiumsulfat auf den eisbedeckten See ausgebracht, was zu einer Fällung der zu diesem Zeitpunkt in höchster Konzentration vorliegenden gelösten Phosphate führte. Wie aus **Abbildung 4.2-10** hervorgeht, kam es im Ergebnis dieser Maßnahme schon im anschließenden Sommer zur drastischen Verringerung der planktischen Primärproduktion (hier dargestellt durch die Chlorophyll a – Konzentration) und zum Anstieg der sommerlichen Sichttiefe. Das Aufklaren des Großen Weißen Sees führte zur Ausbreitung von Unterwasserpflanzen bis in Wassertiefen von 6,0 m (SANDROCK & SCHARF, 2003). Mittlerweile kann das ehemals stark eutrophe Gewässer als mesotroph eingestuft werden und erfreut sich bei den Badegästen wieder großer Beliebtheit.

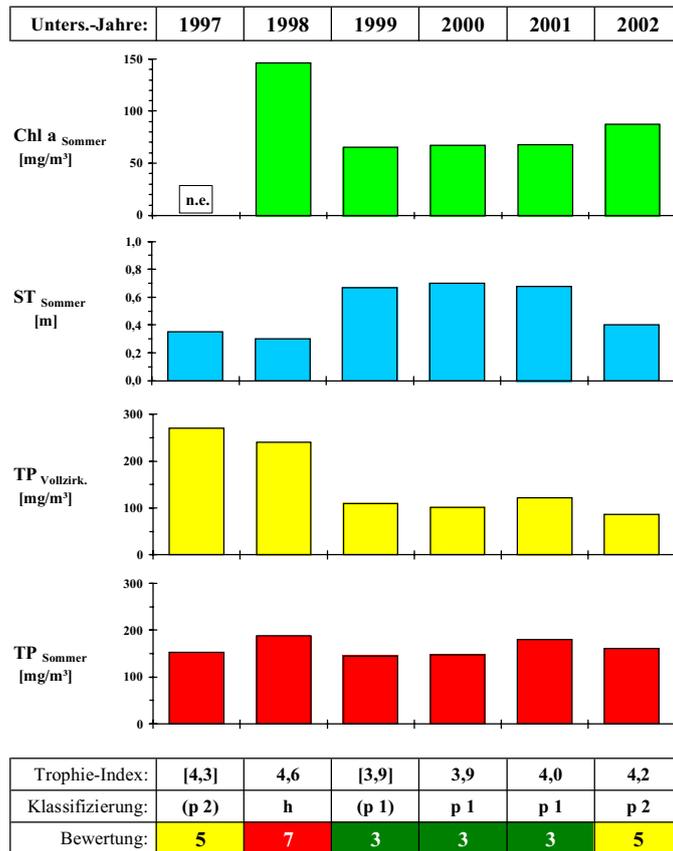


Abb. 4.2-9: Entwicklung der Trophiesituation im Unteren Schloßsee Penkun

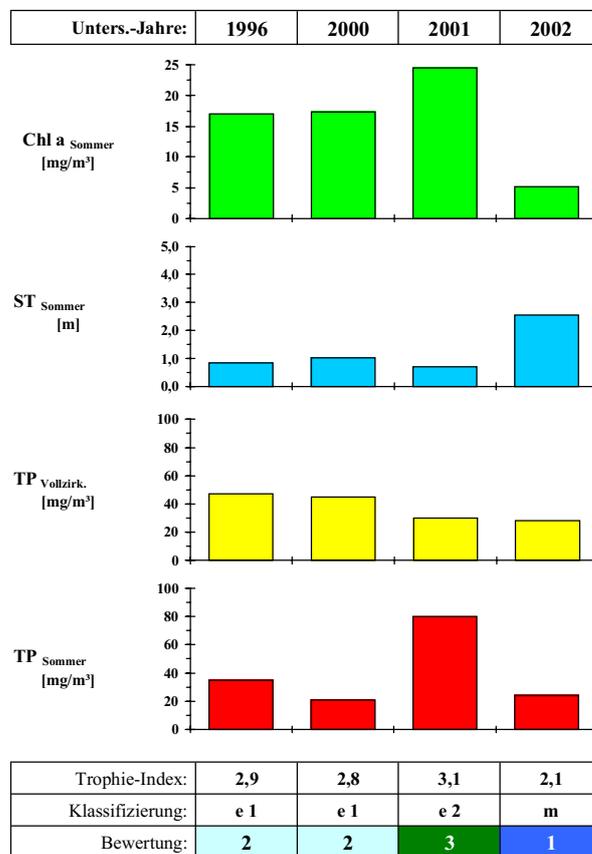


Abb. 4.2-10: Entwicklung der Trophiesituation im Großen Weißen See

4.3 Das Programm zur Erst- erfassung der Kleinseen (1 – 10 ha) in Mecklenburg- Vorpommern

4.3.1 Untersuchungsprogramm

Nachdem im Rahmen des Seenprojektes M-V für den Großteil der Seen mit einer Mindestwasserfläche von 10 ha die Trophiesituation ermittelt und moderne Tiefenkarten erstellt worden sind, werden seit 1998 schwerpunktmäßig die Kleinseen – hier definiert als Standgewässer mit 1-10 ha Seefläche – untersucht und mit Hilfe der GPS-Technik vermessen (s. auch KORCZYNSKI et al., 1999). Das Untersuchungsprogramm hat eine Ersteinschätzung der Trophie-situation nach LAWA (1999) zum Ziel und entspricht inhaltlich dem Landesmessprogramm für die Standge-wässer ≥ 10 ha. Als Ergebnis der Vermessung werden digi-tale Tiefenkarten angefertigt und daraus die für die Charakterisierung der Seen wichtigen topographischen und morphometrischen Kenndaten wie Fläche, Volumen und Tiefenverhältnisse abgeleitet.

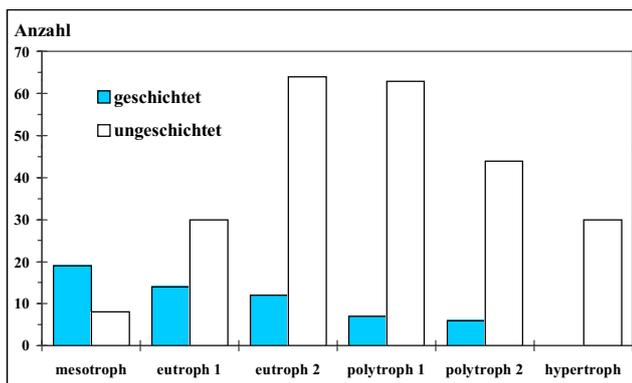


Abb. 4.3-1: Trophieverteilung der im Zeitraum 1995 – 2002 klassifizierten Seen 1-10 ha in Abhängig-keit von der Schichtung

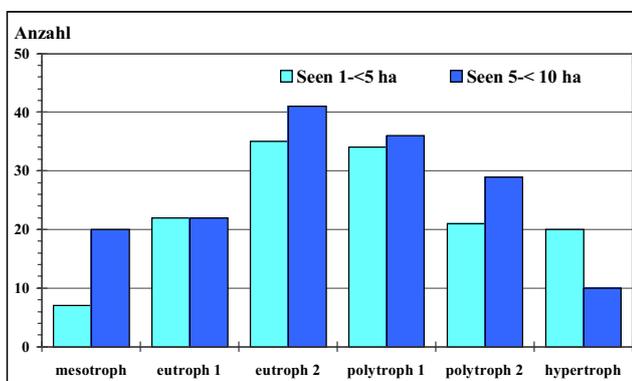


Abb. 4.3-2: Trophieverteilung der im Zeitraum 1995 – 2002 klassifizierten Seen 1-10 ha in Abhängig-keit von der Seefläche

Bis einschließlich 2002 lagen von insgesamt 379 der im Untersuchungsprogramm berücksichtigten Kleinseen Trophieeinschätzungen zu insgesamt 297 Gewässern vor. Fast ebenso viele Seen dieser Flächenkategorie wurden vermes-sen (s. Abb. 4.1-3 und Abb. 4.4-1)

Wegen der relativ geringen Wassertiefen ist ein Großteil der Kleinseen polymiktisch. Dadurch bedingt weisen die mei-sten Seen eine relativ hohe Trophielage auf. Allerdings wurden auch stabil geschichtete Kleinseen mit verhältnis-mäßig großen Wassertiefen ermittelt, die unter natürlichen Bedingungen mesotroph wären, es in einigen Fällen auch noch sind (s. Abb. 4.3-1).

Ähnlich wie bei den größeren Standgewässern steigt die Trophie, je kleiner die Seefläche ist (s. Abb. 4.3-2).

4.3.2 Beschreibung ausgewählter Kleinseen

Anhand der folgenden 3 Beispiele wird die Vielfalt der unterschiedlichen Typen von Seen unter 10 ha Wasser-fläche aufgezeigt.

Wendorfer See

Der Wendorfer See liegt im Landkreis Güstrow, ca. 5 km südöstlich von Wendorf und etwa 2,5 km nordöstlich der Siedlung Mierendorf. Die Wasserspiegelhöhe beträgt 48,8 m über NN. Bei einer Fläche von 4,8 ha besitzt der See eine maximale Tiefe von immerhin 21,5 m (s. Abb. 4.3-3).

Der Wendorfer See ist grundwassergespeist und besitzt zwei oberirdische Zuflüsse. Ein Zufluss entwässert eine ackerbaulich genutzte Hochfläche nördlich des Sees, der zweite Zufluss erreicht den See im Nordosten und entwä-sert den benachbarten Tolziner See. Das oberirdische Einzugsgebiet wird forstlich und ackerbaulich genutzt. Das von einem Schilfgürtel sowie von einem schmalen Erlens-treifen umrandete Gewässer war während des Sommers 2001 stabil geschichtet. Bereits ab Juni war das Hypo-limnion ab 7 m Wassertiefe sauerstofffrei. Von Juni bis zur letzten Probenahme im Oktober wurde Schwefelwasser-stoff registriert. Während die hypolimnischen Konzentra-tionen von Ammoniumstickstoff bis Oktober auf Werte über 4 mg/l anstiegen, betrug die Gesamtphosphorkonzentration im Frühjahr 0,093 mg/l und im epilimnischen Sommermittel 0,052 mg/l. Bei einer mittleren sommerli-chen Sichttiefe von 1,4 m lag der mittlere sommerliche Chlorophyll-a-Gehalt bei 16,8 mg/m³.

Das Phytoplankton wurde während der gesamten Vegeta-tionsperiode von fädigen Blaualgen dominiert, die im Spät-sommer ein Biomassenmaximum von 16,1 mg/l erreichten. Im Frühjahr und Herbst traten mit *Cryptomonas erosa*, im

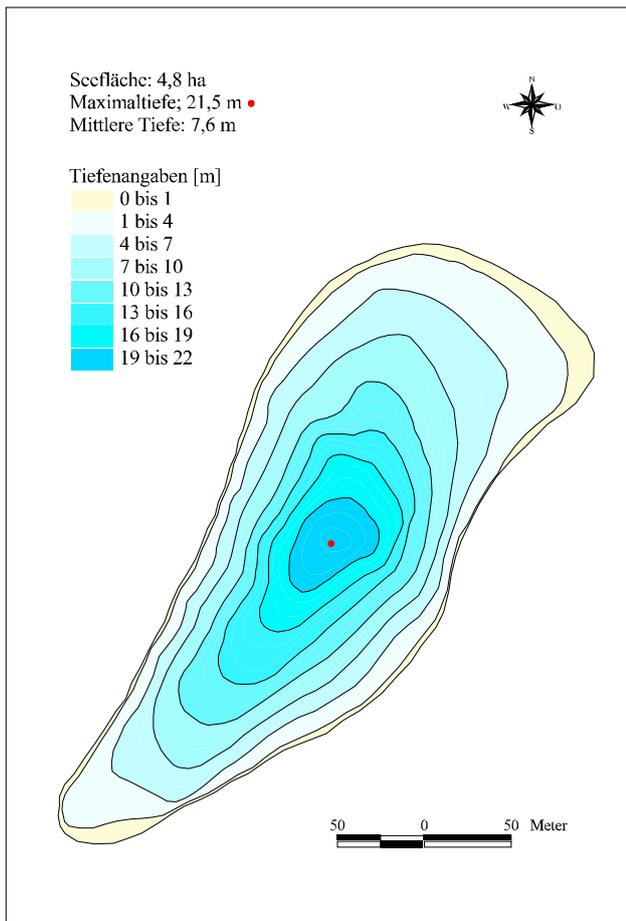


Abb. 4.3-3: Wendorfer See – Isobathenkarte
(Vermessung 1998)

Frühsommer mit *Dinobryon sociale* und im Sommer mit *Ceratium hirundinella* Phytoplanktonen und ferner kokkale Grünalgen auf. Die verhältnismäßig geringen Zooplanktonbiomassen wurden bis zum Herbst von Kleinkrebsen dominiert, nur im Frühjahr wurde außerdem ein höherer Biomassenanteil an Rädertieren vorgefunden.

Anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurde der Wendorfer See im Jahr 2001 als eutroph eingeschätzt.

Hinterteich bei Verchen

Der Hinterteich liegt ca. 500 m nordöstlich der Siedlung Verchen in unmittelbarer Nähe des Peenetales und des Kummerower Sees. Bei einer Fläche von 7,5 ha weist der ständig vom Wind durchmischte See eine maximale Tiefe von 3,9 m auf (s. **Abb. 4.3-4**).

Das Gewässer befindet sich in einem flachen Niederungsbereich, der sich vom Kummerower See im Südwesten bis zum Peenelauf nordöstlich erstreckt. Das Einzugsgebiet ist durch intensive ackerbauliche Nutzung und in Seenähe durch Feuchtwiesen geprägt. Der See ist grundwassergespeist und besitzt mehrere oberirdische Verbindungen zum benachbarten Vorderteich, zum Kummerower See sowie zur Peene. Der Hinterteich war im Untersuchungszeitraum 2001

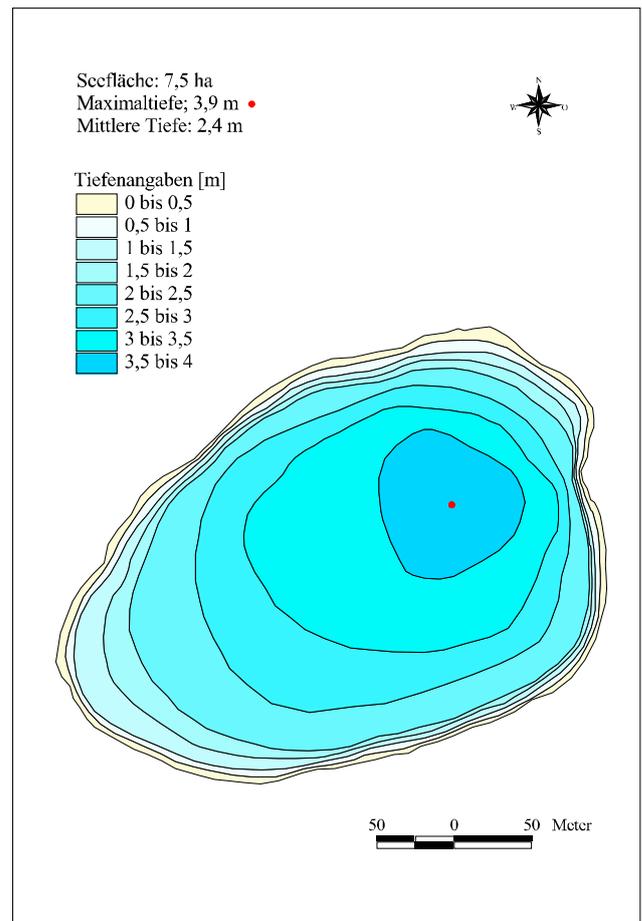


Abb. 4.3-4: Hinterteich bei Verchen – Isobathenkarte
(Vermessung 1999)

vollständig von einem 1-5 m breiten Schilfgürtel umgeben, an den sich im Nordosten und Südwesten ein Erlenbruch, ansonsten Ackerland anschließt.

Sauerstoffsättigungswerte zwischen 93 % und 185 %, pH-Werte bis 9,0 und Leitfähigkeitswerte von 575 bis 718 $\mu\text{S}/\text{cm}$ charakterisierten den See. Ende Mai und besonders im Juli konnte bei Windstille eine sehr starke Sauerstoffschichtung registriert werden (Sauerstoffsättigungsindex im Juli: 0,5 m – 185 %; 3 m – 0 % mit H_2S -Bildung und NH_4 -Konzentrationen von 4,7 mg/l). Die Gesamtstickstoffwerte bis 6,2 mg/l und die Gesamtphosphorwerte zwischen 0,132 und 0,624 mg/l zeigten verhältnismäßig nährstoffreiche Bedingungen an.

Während des Untersuchungszeitraumes lagen die Sichttiefen zwischen 0,6 m im April und 0,2 m im Sommer und Herbst und deuteten ebenso wie die Chlorophyll-a-Konzentrationen von 54,5 bis 309,2 mg/m^3 auf eine sehr starke Phytoplanktonentwicklung hin. Das Phytoplankton wurde ganzjährig durch Blaualgen der Art *Planktothrix agardhii* dominiert, die im Juli mit 179,7 mg/l ein Biomassenmaximum ausbildeten, was im Wasser zu starken Vegetationsfärbungen führte. Das Zooplankton wurde durch Rädertiere geprägt, die im Früh- und Spätsommer wie auch im Herbst

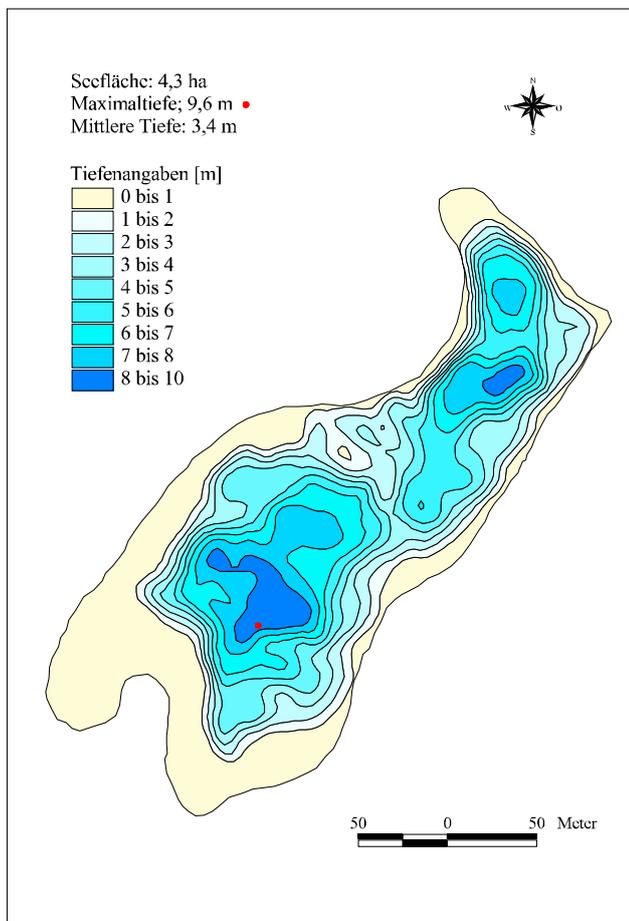


Abb. 4.3-5: Kiessee II bei Sauzin – Isobathenkarte (Vermessung 2001)

den höchsten Anteil an der Biomasse hatten. Die maximalen Zooplanktonbiomassen wurden allerdings im Frühjahr und im Sommer durch Kleinkrebse gebildet. Insgesamt weisen die im Untersuchungs-jahr 2001 vorgefundenen Trophieverhältnisse den Hinterteich als ein hypertrophes Gewässer aus.

Kiessee II bei Sauzin

Der Kiessee II befindet sich auf der Insel Usedom ca. 2 km südöstlich von Wolgast bzw. 1 km südöstlich von Sauzin. Bei einer Seefläche von 4,3 ha weist der See eine Maximaltiefe von 9,6 m auf (s. **Abb. 4.3-5**).

Mit Böschungshöhen von 2 m im Norden und 9 m im Süden ist der See z.T. stark in die Umgebung eingetieft. Das verhältnismäßig kleine Einzugsgebiet ist durch Ackerland geprägt. Als künstlich angelegtes Gewässer ist der Kiessee II grundwassergespeist und besitzt keine oberirdischen Zu- oder Abflüsse.

Gegenwärtig ist der See fast vollständig von einem ca. 2 m breiten Schilfgürtel umgeben, an den sich landseitig ein 50-100 m breiter Brachlandstreifen mit Bäumen und Buschwerk anschließt. Die im Mai 2001 registrierte thermische Schichtung (Sprungschicht in 4-5 m Wassertiefe) war bereits ab Juli nicht mehr vorhanden. Vermutlich durch die in Küstennähe starken Winde bedingt, reicht die relativ große Wassertiefe von 9,6 m selbst bei der geringen Seefläche von 4,3 ha nicht aus, stabile Schichtungen über den gesamten Sommer aufzubauen.

Die Gesamtposphorkonzentrationen lagen im Frühjahr bei 0,013 mg/l und erreichten das Maximum von 0,02 mg/l im Herbst. Da Gesamtstickstoffkonzentrationen von 0,3 bis 0,4 mg/l gefunden wurden, ist der See streng phosphorlimitiert. Bei sommerlichen Sichttiefen im Bereich von 2,3 m (im Mai) bis 5,5 m (im Juli und Oktober) wurden nur relativ geringe Chlorophyll-a-Konzentrationen gemessen. Der Höchstwert von 6,8 mg/m³ wurde zum Ende des Sommers erreicht.

Bezüglich des Phytoplanktons zeichnete sich der Kiessee II bei Sauzin durch sehr geringe Biomassen im Bereich zwischen 0,1 und 0,5 mg/l aus. Im Frühjahr dominierten zentrische Kieselalgen und Dinoflagellaten. Bei ersteren nahm die Biomasse im Frühsommer zu. Während sich im Sommer hauptsächlich Cryptoflagellaten entwickelten, dominierten im Spätsommer chlorococcale Grünalgen der Gattung *Oocystis* und Dinoflagellaten (*Ceratium hirundinella*). Das Zooplankton wies im Jahresverlauf mit Werten zwischen 0,06 mg/l (Frühjahr) und 0,7 mg/l (Spätsommer) ebenfalls sehr geringe Biomassen auf und wurde ganzjährig von Kleinkrebsen dominiert (von Frühjahr bis Spätsommer: *Eudiaptomus gracilis*, im Herbst: *Eudiaptomus graciloides* und *Thermocyclops spec.*).

Mit den vorliegenden Untersuchungsergebnissen wurde der Kiessee II bei Sauzin 2001 als mesotrophes Gewässer eingeschätzt.

4.4 Aktueller Stand der Tiefenvermessung

Bis Ende 2003 wurden insgesamt 786 Seen (1 See < 1 ha; 287 Seen 1 < 10 ha; 498 ab 10 ha) neu vermessen und aus den Ergebnissen digitale Tiefenkarten erstellt (s. **Abb. 4.4-1**), wobei 88 dieser Seen mit bereits vorhandenen Messergebnissen digital aufgearbeitet wurden. Von den Seen mit einer Fläche über 100 ha sind alle 102 vermessen worden. Bei den nicht vermessenen Seen in der Kategorie 10 bis 100 ha handelt es sich meist um Fischzuchtgewässer oder stark temporäre Seen. Mit dem Kartenmaterial werden 94,5 % der Landesseenfläche repräsentiert.

An den Vermessungsarbeiten und der Erstellung der Tiefenkarten waren mehrere einschlägige Firmen beteiligt. Besonders zu erwähnen sind die Vermessungen der größten Seen des Landes: Müritz (2002, s. **Abb. 4.4-2**), Schweriner See (2000) und Plauer See (2001, s. **Abb. 4.4-3**). Der Vermessung bzw. der Tiefenkarterstellung liegen folgende Kriterien zugrunde:

- Vermessung: mittels dGPS und Echolot, aktuelle Wasserstandseinmessung
- Vermessungsraster: Seefläche < 10 ha: 5-10m; 10-50 ha: 20-30m; >50 ha: 50m
- Lagebezugssystem: Gauß/Krüger, 3° Streifen, Ellipsoid Krassowski/Bessel
- Höhenbezugssystem: HN 76, Mittelwasserstand

- Kartenbasis: TK 10, ATKIS
- Datenformat: PC ArcInfo Coverage, Shape
- Tiefenintervalle: Seen mit einer Maximaltiefe < 1m: 5 Intervalle, 1-5m: 0,5m; >5m: 1,0m
- Analoge Darstellungen: Tiefenkarten als A4 und A3 Ausdrucken, 3-D-Darstellung, Hypsographische Kurven, Beckeninhaltskurven

Aus den Vermessungen bzw. Tiefenkarten wurden jeweils folgende morphometrische Größen abgeleitet:

- Seefläche
- Seevolumen
- mittlere Tiefe
- maximale Tiefe
- Tiefengradient
- Uferlänge
- Uferentwicklung
- effektive Länge und Breite

Diese Daten bilden eine unentbehrliche Grundlage für die weitere Charakterisierung der Seen. Sie werden verwendet für die Trophie-Klassifizierung, für Nährstoffbilanzen und zur Bestimmung des potentiell natürlichen Zustandes.

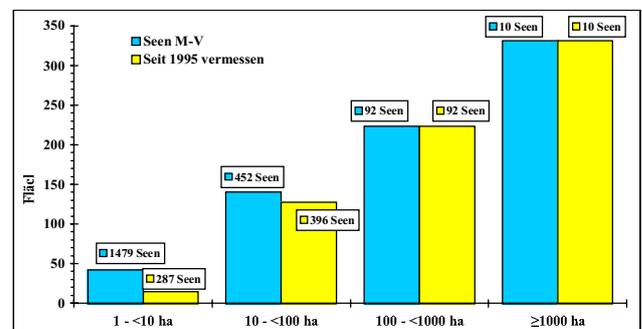
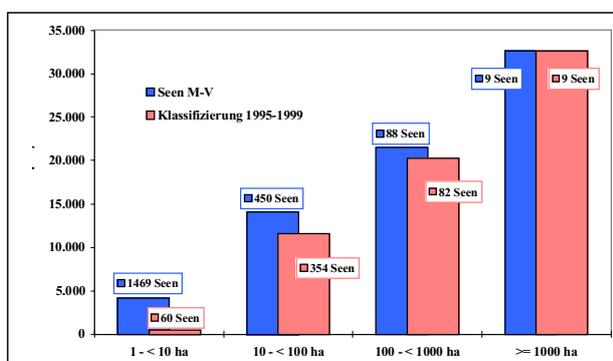


Abb. 4.4-1: Anzahl und Fläche der bis Ende 2003 vermessenen Seen im Vergleich zum Seeninventar in Mecklenburg-Vorpommern in Abhängigkeit von Seengrößenklassen

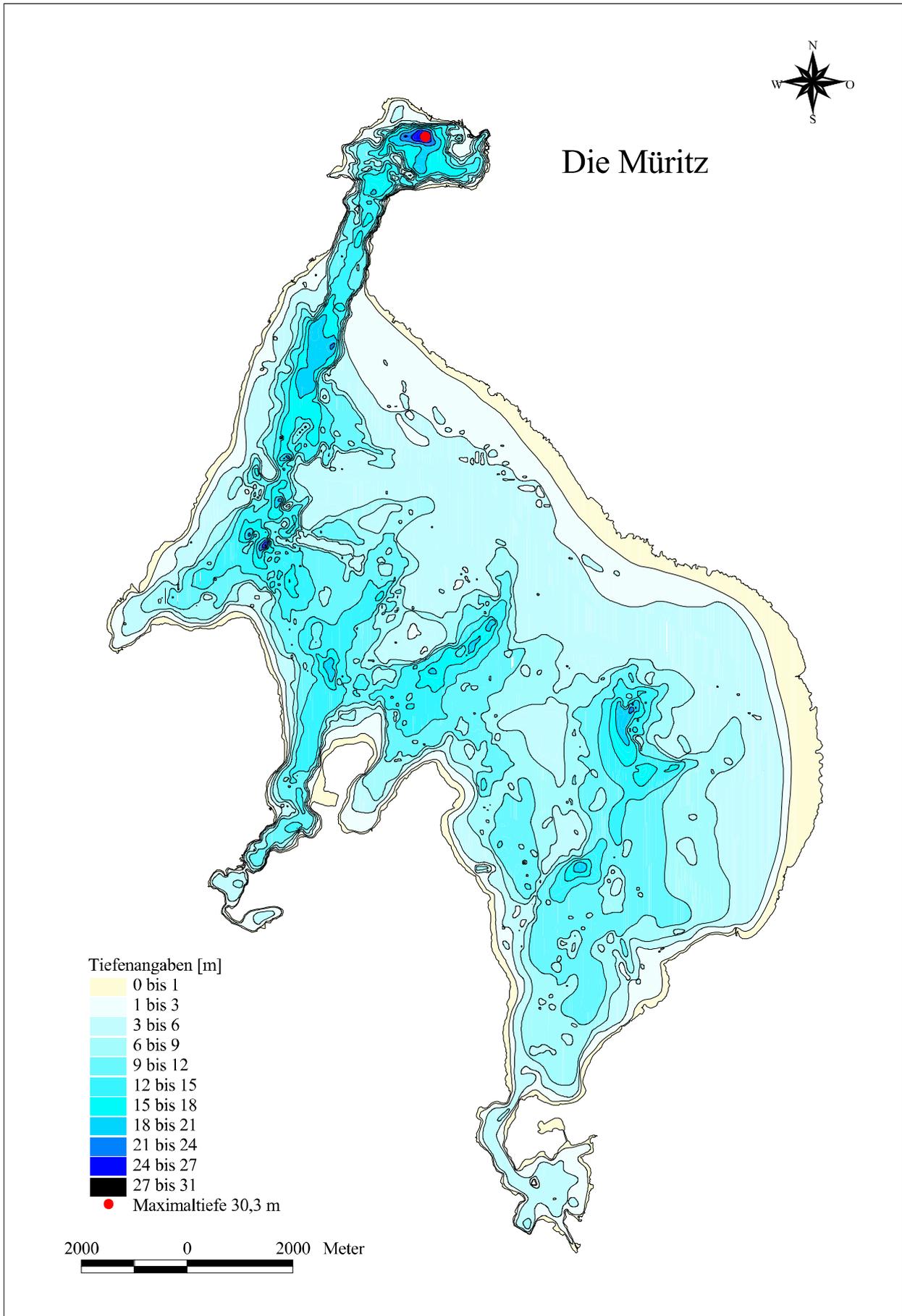


Abb. 4.4-2: Müritz – Isobathenkarte (Vermessung 2002)

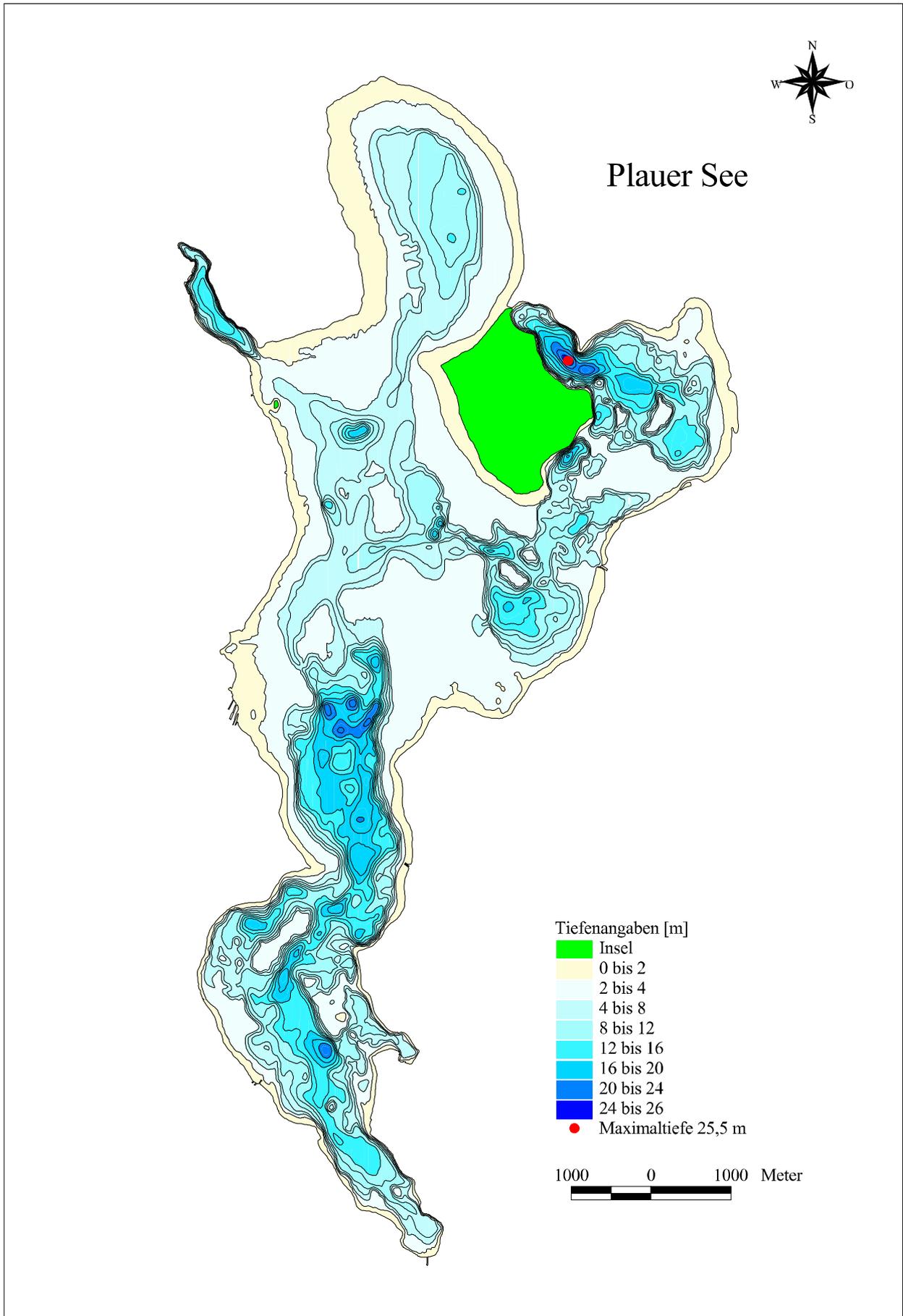


Abb. 4.4-3: Plauer See – Isobathenkarte (Vermessung 2001)

4.5 Arbeiten zur Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie der EU

4.5.1 Klassifizierung der Seen in Mecklenburg-Vorpommern nach Seentypen

Im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2002) wird eine leitbildgestützte Bewertung des Gewässerzustandes, also der ökologischen Güte, vorrangig durch Biozönosen bzw. repräsentative Organismengruppen (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische) vorgenommen. Da diese Einschätzung nur typbezogen erfolgen kann, ist die Klassifizierung von Gewässertypen, in denen im anthropogen unbelasteten Zustand jeweils eine charakteristische Lebensgemeinschaft (Referenzbiozönose) vorliegt, eine wichtige Voraussetzung. Vor dem Hintergrund, dass eigentlich jeder See ein Typ für sich ist, für jeden Seentyp aber der Referenzzustand und entsprechende Degradationszustände für alle relevanten Organismengruppen definiert werden müssen, war es sinnvoll, die Anzahl der Seentypen auf ein praktikables Mindestmaß zu reduzieren. Für das Typisierungssystem wurden deshalb Vereinfachungen und Konventionen hinsichtlich der Kriterien getroffen, wobei allein durch die Beschränkung der Seen auf solche mit Seeflächen ≥ 50 ha die Anzahl der Typen schon relativ stark begrenzt wird.

Da die für eine biozönotische Typisierung der Standgewässer umfassende Datengrundlage bisher nicht vorliegt, wurde für die Seen in Deutschland nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ein Typisierungssystem entwickelt das vorläufig noch auf abiotischen Kriterien basiert (MATHES et al. 2002). Diese charakterisieren den Seentyp

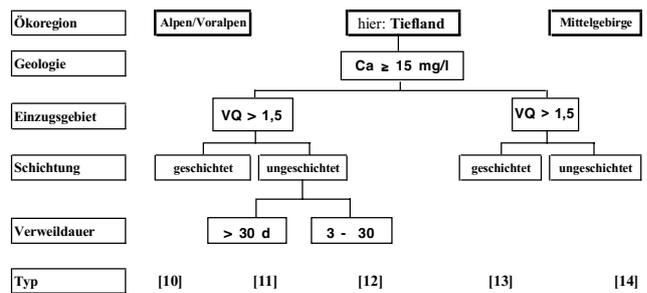


Abb. 4.5-1: Das Typisierungssystem für die deutschen Seen des Tieflandes mit Wasserflächen ab 50 ha (aus MATHES et al. 2002)

über die Ökoregion (für Mecklenburg-Vorpommern relevant: Tiefland), den geologischen Hintergrund (Unterscheidung von Hart- und Weichwasserseen über die Kalziumkonzentration), das Einzugsgebiet (mit Hilfe des Volumenquotienten, als Verhältnis der Fläche des Einzugsgebietes zum Seevolumen und damit als Maß für den Einfluß des Einzugsgebietes auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Sees), das Schichtungsverhalten und die mittlere Verweildauer. Gegenwärtig beschäftigen sich bundesweit mehrere Arbeitsgruppen damit, das Typisierungssystem über die biologischen Parameter zu validieren, die zur Bewertung der ökologischen Güte der Seen herangezogen werden müssen. Nach dem vorläufigen Typisierungssystem lassen sich in Mecklenburg-Vorpommern alle für die Wasserrahmenrichtlinie der EU in Frage kommenden Seen den Typen zuordnen, die repräsentativ für das deutsche Tiefland sind (s. Abb. 4.5-1).

Die Typisierung der Seen in Mecklenburg-Vorpommern wurde für insgesamt 200 Wasserkörper vorgenommen, die 175 Gewässern zugeordnet werden können (s. Tab. 4.5-1). Mit Ausnahme von zwei Flachspeichern (Speicher Farpen, Speicher Prohn), bei deren richtliniengemäßen Bewertung nicht der ökologische Zustand, sondern das typbezogene

Tab. 4.5-1: Zusammenstellung der Seentypen gemäß Wasserrahmenrichtlinie der EU für Mecklenburg-Vorpommern

Seentyp	Typ-Nr. Seen	Anzahl Wasserkörper	Anzahl [km ²]	Seefläche	Beispiele
relativ großes Einzugsgebiet geschichtet	10	67	74	175,2	Plauer See, Tollensesee Kölpinsee, Fleesensee
relativ großes Einzugsgebiet ungesch., Verweilzeit > 30d	11	80	86	174,3	Kummerower, Malchiner See Goldberger, Galenbecker See
relativ großes Einzugsgebiet ungesch., Verweilzeit > 30d	12	3	3	3,7	Sternberger, Woezer See Speicher Farpen
relativ kleines Einzugsgebiet geschichtet	13	22	32	140,3	Schweriner, beide Krakower Seen Carwitzer, Drewitzer, Schaalsee
relativ kleines Einzugsgebiet ungeschichtet	14	3	7	111,7	Müritz, Dreetzsee Schmollensee
Summe		175	202	605,2	

ökologische Potential entscheidend ist, können alle Gewässer als natürliche Seen angesehen werden. Die auf dem Territorium von Mecklenburg-Vorpommern gelegenen 5 Fischteiche mit Wasserflächen über 50 ha sind in diesem Zusammenhang nicht berücksichtigt worden. In **Anlage 4-5** wurden die typisierten Wasserkörper der für Mecklenburg-Vorpommern relevanten Seen zusammengestellt, wobei anzumerken ist, dass 2 der hier aufgeführten 202 Wasserkörper – es handelt sich um Teile des Schaalsees – auf dem Territorium von Schleswig-Holstein liegen.

4.5.2 Erste Untersuchungen zu richtlinienrelevanten Organismengruppen in Mecklenburg-Vorpommern

Um Methoden zur richtliniengemäßen Erfassung und Bewertung der für die Charakterisierung der ökologischen Güte der Seen verwendeten Organismengruppen zu entwickeln, wurden bundesweit Datenerhebungen durchgeführt. Allein die Ergebnisse der zahlreichen Phytoplanktonanalysen, die in Mecklenburg-Vorpommern im Rahmen des Seenprogramms routinemäßig bearbeitet worden sind, stellen einen wertvollen Fundus für die Methodenfindung dar. Da das Arteninventar der Seen in Mecklenburg-Vorpommern für die Organismengruppen Makrophyten/benthische Kieselalgen, Makrozoobenthos und der Fische bisher nur in Ausnahmefällen erfasst worden ist, werden seit 2000 ausgewählte Gewässern in dieser Hinsicht über Werkverträge untersucht. So wurden im Jahr 2001 in 32 Seen Probenbefischungen vorgenommen. Um die anderen Organismengruppen zu erfassen, wurden Untersuchungen an Transekten von meist größeren Seen durchgeführt, in deren Ergebnis jeweils Aussagen zur Artenzusammensetzung und -häufigkeit vorliegen. Innerhalb des Berichtszeitraumes betrifft das die Erfassung der Makrophyten und benthischen Kieselalgen an insgesamt 13 Seen sowie im Jahr 2001 Analysen des Makrozoobenthos von 18 Seen. Wie aus der Zusammenstellung in **Tabelle 4.5-2** hervorgeht, handelt es sich vielfach um identische Gewässer. Die Auswertungen der Untersuchungen in Richtung einer richtliniengemäßen biozönotischen Bewertung der Seen können allerdings erst vorgenommen werden, wenn die entsprechenden Methoden vorliegen und sich im Praxistest bewährt haben. Ebenfalls im Untersuchungszeitraum 2000 – 2002 wurden die genannten Organismengruppen darüber hinaus auch im Rahmen der Vor- und Begleituntersuchungen sowie der Erfolgskon-

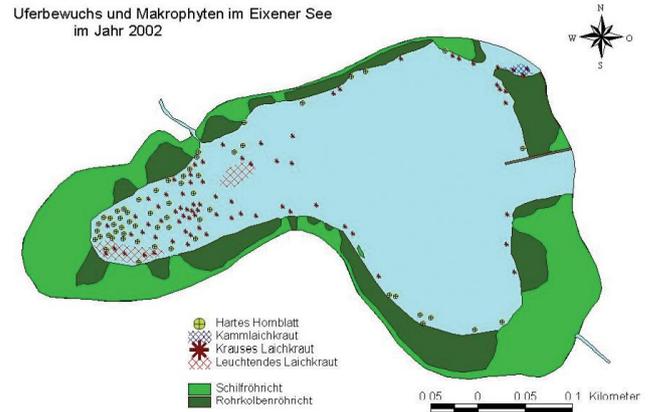


Abb. 4.5-2: Uferbewuchs und Makrophyten im Eixener See im Jahr 2002 (aus SCHARF & SANDROCK, 2002)

trollen von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen erfasst. Von diesen Erhebungen liegen meist Grobkartierungen vor, z.T. auch digital als Arc-View-Dateien und von mehreren Untersuchungsjahren. Die **Abbildung 4.5-2** zeigt als Beispiel das Ergebnis der Makrophytenkartierung des Eixener Sees, Landkreis Nordvorpommern im Sommer 2002.

4.5.3 Interkalibrierung

Zum Abgleich der Untersuchungsmethoden mit denen der benachbarten EU-Länder (Interkalibrierung) mussten Seen mit möglichst vollständigen Untersuchungsergebnissen zu allen Organismengruppen ausgewählt werden, deren ökologischer Zustand etwa den Grenzbereich zwischen 2 Güteklassen repräsentiert. Aus dem Bundesland Mecklenburg-Vorpommern wurden die entsprechenden Werte der in **Tabelle 4.5-3** aufgelisteten Seen zur Verfügung gestellt. Es handelt sich um Seen, von denen eingeschätzt wurde, dass sie jeweils auf den Klassengrenzen „sehr gut“ – „gut“ (Malkwitzer See und Treptowsee) bzw. „gut“ – „mäßig“ (Großer Wariner See und Barniner See) liegen. Die für die Interkalibrierung angewendete Seentypisierung aller EU-Länder fällt verständlicherweise grober aus und beschränkt sich für das deutsche Tiefland auf L-C2 (Central Lowland, shallow, calcareous, large) und L-C6 (Central Lowland, very shallow, calcareous, large). Ein konkreter Vergleich mit anderen EU-Staaten (Frankreich, Niederlande, Belgien, Polen, m.E. Großbritannien), auf deren Territorium typgleiche Seen vorkommen, ist bisher noch nicht erfolgt.

Tab. 4.5-2: Zusammenstellung der Seen in Mecklenburg-Vorpommern, in denen 2000 – 2002 Untersuchungen zum Arteninventar durchgeführt worden sind

See	Landkreis	Seefläche [ha]	Makrophyten	Makrozoobenthos	Fische
Schmachter See	Rügen	119,8		2001	
Schweriner Innensee	Nordwestmeckl.	2636,8		2001	
Schweriner Außensee	Nordwestmeckl.	3517,0		2001	
Großer Wariner See	Nordwestmeckl.	260,1	2000-2001	2001	2001
Mechower See	Nordwestmeckl.	151,1			2001
Santower See	Nordwestmeckl.	104,3			2001
Rugensee	Nordwestmeckl.	55,4			2001
Upahler See	Güstrow	108,0	2000-2001	2001	2001
Bossower See	Güstrow	54,6			2001
Großer Peetscher See	Güstrow	63,3	2000-2001	2001	
Lenzener See	Güstrow	62,6	2000-2001	2001	2001
Malchiner See	Demmin	1395,2			2001
Schmollensee	Ostvorpommern	515,4			2001
Schaalsee (7 Seeteile MV)	Ludwigslust	1153,0	2000-2001	2001	2001
Barniner See	Parchim	254,8	2000-2001	2001	
Pinnower See	Parchim	258,6	2000-2001	2001	2001
Bolzer See	Parchim	80,9			2001
Treptowsee	Parchim	59,8		2001	2001
Paschensee	Parchim	51,6			2001
Binnenmüritz	Parchim	391,3		2001	
Außenmüritz	Müritzkreis	10531,4	2000-2001	2001	2001
Kölpinsee	Müritzkreis	2029,3			2001
Fleesensee	Müritzkreis	1077,5			2001
Drewitzer See	Müritzkreis	691,8			2001
Großer Specker See	Müritzkreis	234,8			2001
Tiefwareensee	Müritzkreis	141,0			2001
Priesterbäker See	Müritzkreis	157,2			2001
Malkwitzer See	Müritzkreis	108,8	2000-2001	2001	2001
Hofsee Speck	Müritzkreis	120,1			2001
Großer Kiever See	Müritzkreis	70,2	2000-2001	2001	
Carwitzer See/Zansen	Meckl.-Strelitz	722,4			2001
Breiter Luzin	Meckl.-Strelitz	345,4	2000-2001	2001	2001
Schmalere Luzin	Meckl.-Strelitz	144,9			2001
Feldberger Haussee	Meckl.-Strelitz	130,7			2001
Dabelowsee	Meckl.-Strelitz	101,2	2000-2001	2001	
Großer Kulowsee	Meckl.-Strelitz	77,5	2000-2001	2001	
Klein Vielener See	Meckl.-Strelitz	97,7			2001
Schweingartensee, Südteil	Meckl.-Strelitz	76,9			2001
Dolgener See	Meckl.-Strelitz	68,7			2001
Dreetzsee	Meckl.-Strelitz	63,6			2001
Krummer See	Meckl.-Strelitz	53,1			2001
Blankenförde					

Tab. 4.5-3: Zusammenstellung der zur Interkalibrierung verwendeten Seen in Mecklenburg-Vorpommern

See	Großer Wariner See	Malkwitzer See	Treptowsee	Barniner See
Seefläche [ha]	260,1	108,8	59,8	254,8
Seentyp (Deutschland)	11	11	11	11
Seentyp (EU)	L – C2	L – C6	L – C6	L – C6
Klassifizierung	e 2	e 1	e 1	p 2
Vorläufige Bewertung	gut – mäßig	sehr gut – gut	sehr gut – gut	(gut) – mäßig
Untersuchung nach LAWA	2003	1997	2003	1996
Erfassung Phytoplankton	2003	1997	2003	1996
Erfassung Makrophyten	2000 – 2001	2000 – 2001	2000 – 2001	2000 – 2001
Erfassung Makrozoobenthos	2001	2001	2001	2001
Erfassung Fische	2001	2001	2001	-

4.6 Ausblick

Wie in Kap. 4.2.3 ausgeführt, gibt die Entwicklung der Trophiesituation einiger Seen des Landes mittlerweile berechtigten Anlass zur Hoffnung auf eine allgemeine Verbesserung der Wasserbeschaffenheit der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Dazu wird in Zukunft die kontinuierliche Realisierung des Sanierungs- und Restaurierungsprogramms einen wesentlichen Beitrag leisten. Unter dem Blickwinkel der Wasserrahmenrichtlinie der EU erhält dieses Programm insofern eine höhere Bedeutung, weil es zu einem der Hauptziele dieser Richtlinie führt - dem Erreichen des guten ökologischen Zustandes der Oberflächengewässer (hier: Seen ab 50 ha) bis zum Jahr 2015. Zur Umsetzung des Zeitplanes der Wasserrahmenrichtlinie

besteht zunächst die Notwendigkeit, geeignete Monitoringprogramme aufzustellen und ab 2006 durchzuführen. Im Rahmen der Bestandsaufnahme sind Beurteilungen des ökologischen Zustandes der Seen und Gefährdungsabschätzungen hinsichtlich ihrer Belastungen erforderlich. In diesem Zusammenhang besteht noch Nachholbedarf an der Erfassung des Arteninventars für die Organismengruppen, die in Zukunft für eine biozönotische Bewertung herangezogen werden müssen. Dazu wird die Zusammenarbeit mit dem Naturschutz zu intensivieren sein, um Untersuchungsergebnisse (z.B. Makrophytenkartierungen) gemeinsam zu nutzen. Darüber hinaus werden für die Einschätzung des ökologischen Zustandes der Seen Angaben zu ihren Uferstrukturen und tiefer gehende Informationen über die Einzugsgebiete benötigt und zu erstellen sein.

5 Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer

5.1 Hydrographisch-chemische Untersuchungen

Die Mittel- und Extremwerte der Messgrößen Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoff und Sauerstoffsättigung sowie der Nährstoffe Orthophosphat, Gesamtphosphor, Nitrat, Ammonium, anorganisch gelöster Stickstoff und Gesamtstickstoff sind in den Anlagen 5-1 bis 5-10 zusammengefasst.

5.1.1 Wassertemperatur, Salzgehalt und Sauerstoff

Wassertemperatur

Das Auftreten temperaturübernormaler Jahre in den Neunzigern setzte sich in den Jahren 2000, 2001 und 2002 fort. Die Jahresmittel der Lufttemperatur lagen im Jahr 2000 um durchschnittlich +1,6 Grad, 2001 um +0,7 Grad und 2002 um +1,3 Grad über dem langjährigen Normalwert der Vergleichsreihe 1961-1990 (vgl. Kap.2.1).

Demzufolge lag auch die Wassertemperatur im Oberflächenwasser der Küstengewässer im Jahr 2000 um durchschnittlich +0,8 Grad und 2002 um +1,0 Grad über dem langjährigen Mittelwert der Reihe 1975-1994. Das Jahr 2001 war dagegen fast temperaturnormal (Anlage 5-1).

Die Wassertemperatur des Oberflächenwassers war im Jahr 2000 in den äußeren Küstengewässern im Durchschnitt leicht übernormal. Lediglich im September (-1,5 Grad) und lokal im Juli gab es unternormale Temperaturwerte (Abb. 5.1-2). Januar, Februar und April waren annähernd temperaturnormal, alle übrigen Monaten zeigten positive Abwei-

chungen zwischen durchschnittlich +1 und +2,5 Grad. Mit 7 bis 8 °C und Abweichungen zwischen +2 und +3 Grad war der Dezember besonders warm (Abb. 5.1-1).

In den inneren Küstengewässern führten die überdurchschnittlichen Lufttemperaturen im Jahr 2000 zu einer mittleren Abweichung von +1 Grad im Oberflächenwasser. Bis auf den Juli, mit durchschnittlich -1 Grad unter den Normalwerten sowie Januar und Oktober, die im Durchschnitt temperaturnormal waren, zeigten alle übrigen Monate positive Anomalien. Extrem warm war der Monat Mai, mit hochsommerlichen Wassertemperaturen zwischen 18 und 22 °C und Abweichungen von 7 bis 10 Grad in den vorpommerschen Bodden (Abb. 5.1-4). Normal sind um diese Zeit Temperaturen zwischen 12 und 13 °C. Auch der November und Dezember waren mit durchschnittlich +2 bzw. +3 Grad viel zu warm. In der Wismarer Bucht und der Unterwarnow wurden Mitte Dezember mit 7 bis 9 °C um +4 bis +5 Grad zu hohe Temperaturen gemessen (Abb. 5.1-3).

Das Jahr 2001 war an der Außenküste im Mittel temperaturnormal. Es gab jedoch regionale Differenzierungen. Während im Küstenabschnitt Boltenhagen (Station O22) bis Hiddensee (O9) deutliche positive Abweichungen überwogen, wurden zwischen Kap Arkona (O10) bis Ahlbeck (OB4) negative Abweichungen gefunden. Besonders kühl war der Juni im östlichen Küstenbereich, mit Temperaturen zwischen 11 bis 13 °C und Abweichungen von -1 bis -3 Grad (Abb. 5.1-2). Im westlichen Bereich waren vor allem die Monate Mai bis August und Oktober deutlich zu warm (Abb. 5.1-1). Die örtlichen Abweichungen lagen zwischen +2 bis +4 Grad.

Das Oberflächenwasser der inneren Küstengewässer war, mit regionalen Unterschieden, im Jahr 2001 im Gebietsmit-

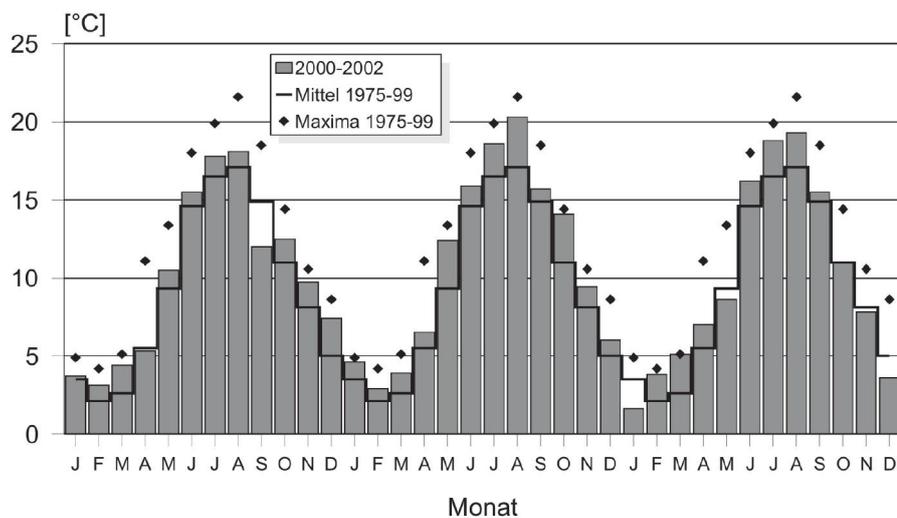


Abb. 5.1-1: Jahresgang der Wassertemperatur im Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht (nördlich Warnemünde Station O5)

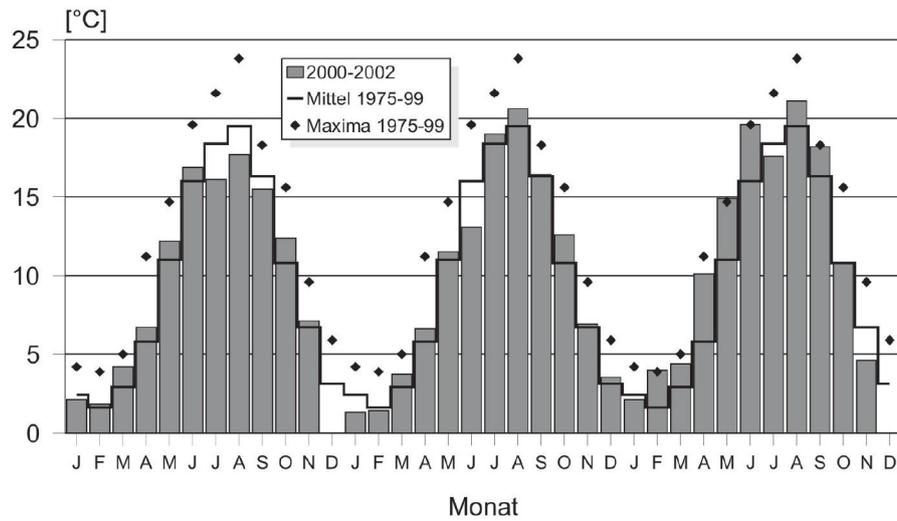


Abb. 5.1-2: Jahrgang der Wassertemperatur im Oberflächenwasser der Pommerschen Bucht (nördlich Ahlbeck Station OB4)

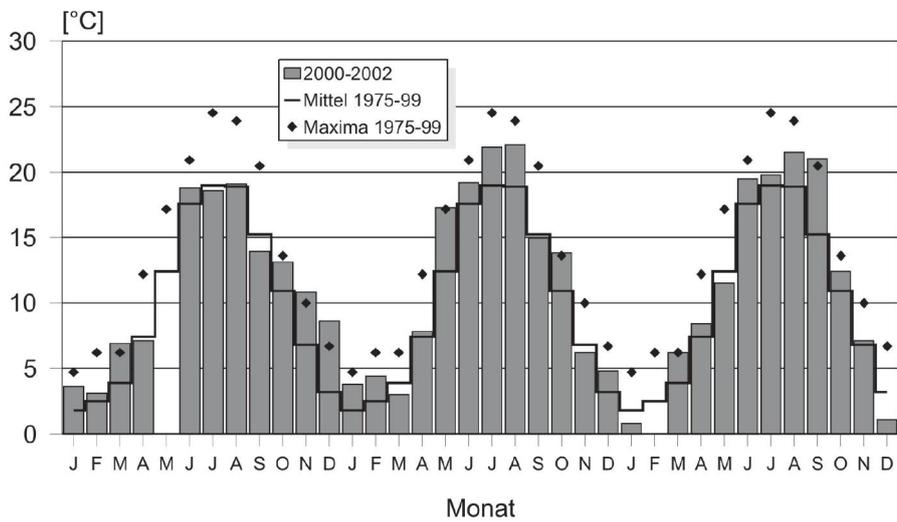


Abb. 5.1-3: Jahrgang der Wassertemperatur im Oberflächenwasser der Wismarer Bucht (Insel Walfisch Station WB3)

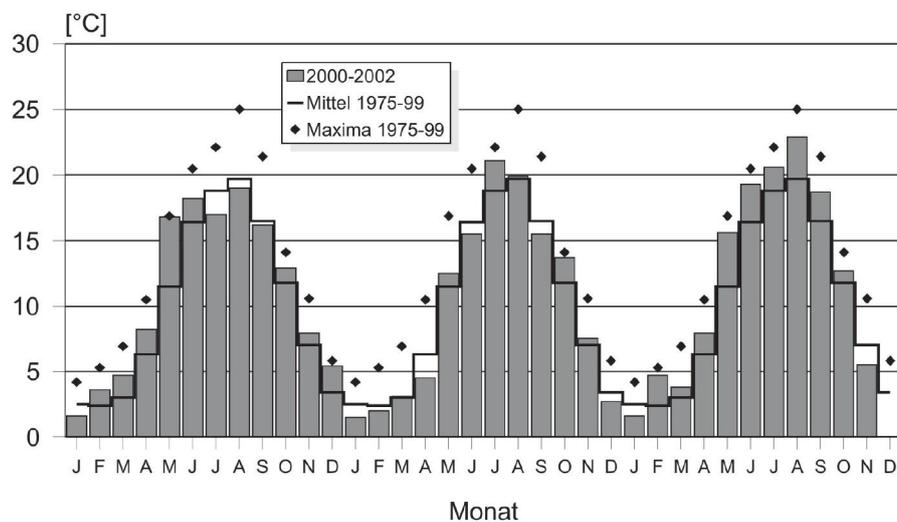


Abb. 5.1-4: Jahrgang der Wassertemperatur im Oberflächenwasser des Greifswalder Boddens (Zentralbereich Station GB19)

tel temperaturnormal. Während die Wismarer Bucht und die Unterwarnow um etwa +1 Grad zu warm waren, zeigten sich die vorpommerschen Bodden im Durchschnitt um -0,8 Grad zu kühl. Hier waren insbesondere die Monate Januar, April und September unternormal, mit negativen Abweichungen zwischen -1 bis -2 Grad (**Abb. 5.1-4**). Zu warm waren die Monate Mai, mit Anomalien zwischen +2 bis +5 Grad in der Wismarer Bucht (**Abb. 5.1-3**) und der Unterwarnow sowie Oktober, mit Abweichungen von +3 bis +4 Grad in den vorpommerschen Bodden.

Mit im Mittel +1 Grad Abweichung, war auch das Jahr **2002** an der gesamten Außenküste deutlich zu warm, wobei die Anomalien im östlichen Küstenabschnitt (Kap Arkona bis Ahlbeck) stärker ausgeprägt waren. Bis auf Januar und November, die etwas zu kalt waren und einem temperaturnormalen Oktober, waren alle anderen Monate zu warm. Im westlichen Bereich stachen die Monate Februar, März, Juli und August mit überdurchschnittlichen Temperaturen heraus (**Abb. 5.1-1**). Im östlichen Küstenabschnitt wurden, außer Juli, von Februar bis September durchgehend deutlich erhöhte Werte registriert (**Abb. 5.1-2**). Die höchsten Abweichungen wurden im April, mit +3 bis +5 Grad, gefolgt von Mai, Juni und September, mit +2 bis +4 Grad aufgezeichnet.

Im Jahr 2002 war das Oberflächenwasser in fast allen inneren Küstengewässern um durchschnittlich +1 Grad zu warm. Lediglich der November war zu kühl und die Monate Januar, Juli und Oktober waren in den meisten Gewässern annähernd normal. In den übrigen Monaten wurden teilweise deutlich erhöhte Oberflächentemperaturen gemessen. Deutlich herausgehoben waren die Monate Februar und Mai, mit Abweichungen zwischen +6 und +7 Grad in den vorpommerschen Bodden (**Abb. 5.1-4**) sowie September, mit Anomalien von +1 bis +6 Grad im gesamten Küstengebiet.

Salzreiches, kühleres Bodenwasser und salzärmeres, warmes Oberflächenwasser führen im Sommer zu einer thermohalinen Schichtung des Wasserkörpers in der tieferen Lübecker und westlichen Mecklenburger Bucht. Die thermische Schichtung beginnt meist im Mai, mit noch schwachen vertikalen Gradienten zwischen 3 bis 5 Grad. Die stärksten Temperaturunterschiede werden naturgemäß im Juli und August gemessen. Sehr warmes Oberflächenwasser und deutlich zu kühles Bodenwasser führten im Juli 2001 zur Ausprägung eines besonders starken Gradienten. Der Temperaturunterschied zwischen Oberflächen- und Bodenwasser betrug 13 bis 14 Grad. Im September/Oktober führt die Abkühlung des Oberflächenwassers und die windbedingte Umwälzung des Wasserkörpers in der Regel zur raschen Auflösung der Schichtung.

Salzgehalt

Die Ostsee ist ein Brackwassermeer und wird durch den Wasseraustausch mit der Nordsee mit salz- und sauerstoff-

reichem Wasser versorgt. Der Einstrom von Nordseewasser ist kein kontinuierlicher Prozess, sondern von meteorologischen und hydrographischen Bedingungen abhängig. Dabei hat die Darßer Schwelle - mit der Kadettrinne als „Nadelöhr“ - eine herausragende Bedeutung für die östlich anschließenden Küstengebiete und tiefen Becken der Ostsee. Als natürliche Barriere verhindert sie in der Regel den Salzwasserzustrom in die eigentliche Ostsee. Dadurch nimmt der Salzgehalt in Richtung Osten deutlich ab. Größere Mengen salz- und sauerstoffreichen Wassers gelangen vor allem während extremer Einstromlagen in die eigentliche Ostsee.

Die westliche Ostsee wird als Übergangsbereich zwischen Nord- und Ostsee angesehen, zu dem auch die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns gehören. Sie zeichnet sich durch eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität der physikalischen und chemischen Parameter aus, deren Ursachen vor allem in den hydrographischen Besonderheiten liegen. Ausgleichsströmungen zwischen Nord- und Ostsee, d.h. der bodennahe Einstrom salzreichen Wassers und der oberflächennahe Ausstrom salzärmeren Wassers, der permanente Zustrom von Flusswasser aus dem Ostseeinzugsgebiet und die vertikale Salzgehaltsschichtung in den tieferen Bereichen der Ostsee haben ein außerordentlich variables hydrographisches Regime zur Folge. In den Sommermonaten bildet sich in den tieferen Bereichen der äußeren Küstengewässern, infolge der vertikalen Salzgehalts- und Temperaturunterschiede, eine sog. thermohaline Schichtung (**Abb. 5.1-11**) aus (MATTHÄUS in RHEINHEIMER 1995). Diese zeitweise sehr prägnante Dichtesprungschicht isoliert den oberflächennahen vom grundnahen Wasserkörper und behindert so den vertikalen Wasseraustausch. Typisch für die inneren Küstengewässer mit ihren Buchten, Bodden und Haffen ist ein noch ausgeprägteres Salzgehaltsgefälle und eine noch höhere Variabilität, die sich proportional zum Wasseraustauschregime verhält. Während in der Wismarer Bucht, mit Salzgehalten von durchschnittlich 13 bis 14 PSU, Ostseeverhältnisse vorliegen, werden im Stettiner Haff nur noch mittlere Salzgehalten von 1 bis 2 PSU gemessen. Übernormale Abflussverhältnisse, wie bspw. 1997, während des sommerlichen Oderhochwassers, führen hier zeitweise sogar zu limnischen Verhältnissen.

Im Jahr **2000** war das Oberflächenwasser der äußeren Küstengewässer im Mittel salzgehaltsnormal. Nur in der westlichen Mecklenburger Bucht wurden etwas erhöhte Jahreswerte gefunden. Nennenswerte positive Abweichungen von den langjährigen Normalwerten traten im Jahresverlauf im Januar und Februar auf (**Abb. 5.1-5**). Hier wurden in der Mecklenburger Bucht um +2 bis +6 PSU erhöhte Salzgehalte angetroffen. Deutlich unternormale Werte wurden im September und Oktober ebenfalls in der Mecklenburger Bucht gefunden. Die Abweichungen lagen zwischen -2 und -4 PSU. Die Messungen im bodennahen Wasser ließen zwei

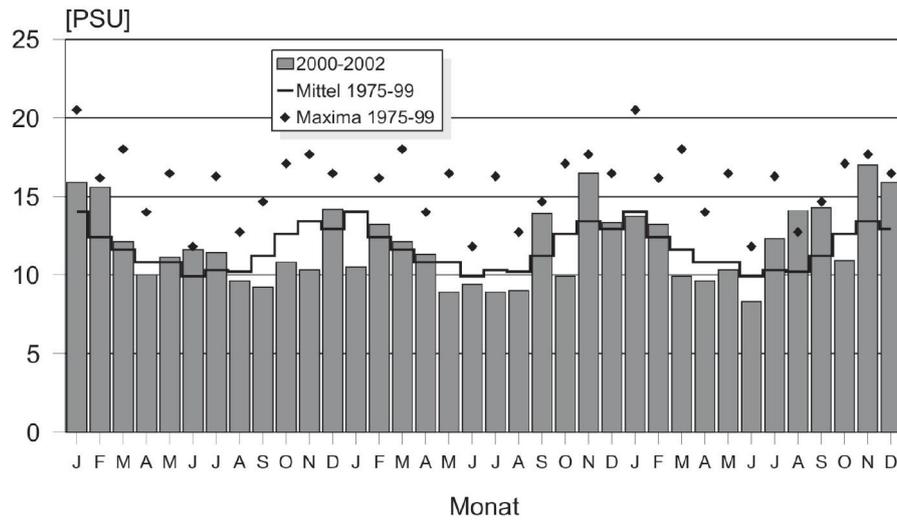


Abb. 5.1-5: Jahrgang des Salzgehaltes im Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht (nördlich Warnemünde Station O5)

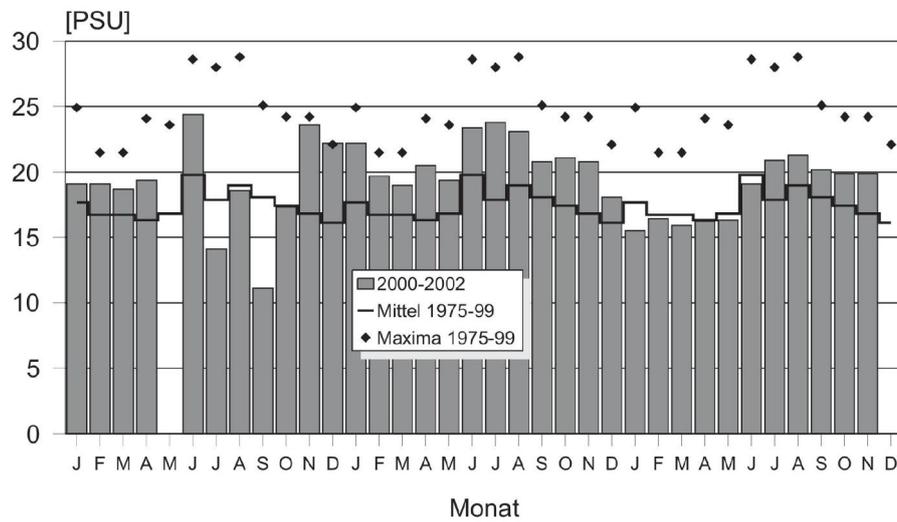


Abb. 5.1-6: Jahrgang des Salzgehaltes im Bodenwasser der Mecklenburger Bucht (nördlich Buk Station O4)

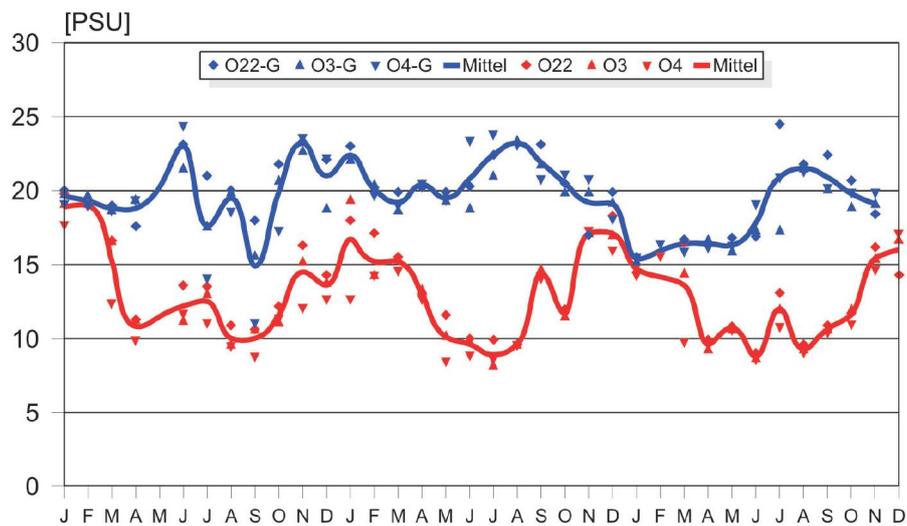


Abb. 5.1-7: Jahrgang der Salzgehaltsschichtung in der westlichen Mecklenburger Bucht (nördlich Boltenhagen Station O22, nördlich Poel Station O3, nördlich Buk Station O4)

kleinere Salzwassereinströme im Juni und im November/Dezember, mit positiven Anomalien zwischen +6 bis +8 PSU erkennen (**Abb. 5.1-6**). Das relativ salzreiche Wasser, von 22 bis 24 PSU, drang jedoch nur bis in Höhe Kühlungsborn vor. Im Juni wurde vor Kühlungsborn mit 24,4 PSU der höchste Salzgehalt des Jahres gemessen. Deutlich unternormal war der Salzgehalt des Bodenwassers im September. Es wurden negative Abweichungen bis -7 PSU nachgewiesen. Das im Juni einströmende salzreiche Wasser aus der Beltsee war dabei bereits leicht sauerstoffverarmt. Ab April begann sich die thermohaline Schichtung in der Lübecker und Mecklenburger Bucht auszuprägen, die - bis Dezember - ungewöhnlich lange vorhanden war (**Abb. 5.1-7**). Besonders starke Gradienten, bis 13 PSU, wurden während der kleinen Salzwassereinströme im Juni und November registriert.

Das Oberflächenwasser der inneren Küstengewässer war ebenfalls annähernd salzgehaltsnormal. In den einzelnen Gewässern traten jedoch deutliche Unterschiede auf. Die beiden kleinen Salzwassereinströme im Juni und November führten in den an die Mecklenburger Bucht angrenzenden Gewässern Wismarer Bucht und Unterwarnow temporär zu erhöhten Salzgehaltswerten. Aber auch die Monate Januar, Februar und März traten mit Abweichungen von +2 bis +6 PSU hervor (**Abb. 5.1-8**). Die höchsten Salzgehaltswerte, von fast 21 PSU, wurden im Januar und November in der Wismarer Bucht gemessen. Der August und Oktober waren die einzigen Monate mit unternormalen Werten. Der Salzgehalt der vorpommerschen Bodden wurde von den Einstromsituationen nicht beeinflusst. Infolge der überwiegend normalen Niederschlags- und Abflussverhältnisse war der Salzgehalt in diesen Gewässern im Durchschnitt normal (**Abb. 5.1-9**).

2001 war der Salzgehalt des Oberflächenwassers der Außenküste im Jahresdurchschnitt ebenfalls annähernd normal, wobei jedoch lokal geringfügige Unterschiede auftraten. Erhöhte Salzgehaltswerte wurden im September und vor allem im November gemessen (**Abb. 5.1-5**). Die hohen Werte im November waren auf einen kleinen Einstrom aus der Nordsee vom Oktober/November zurückzuführen (NAUSCH et al., Kap. 2.1, in prep.). Sogar nördlich der Halbinseln Fischland-Darß-Zingst wurden im Oberflächenwasser ungewöhnlich hohe Salzgehalte von 17 bis 19 PSU gemessen. Die Abweichungen lagen bei + 6 PSU. Dabei wurden die bisherigen Maxima in diesem Seegebiet überschritten. Normal ist um diese Jahreszeit ein Salzgehalt zwischen 11 und 13 PSU. Unternormale Werte wurden im Januar und Oktober registriert. Die Abweichungen lagen zwischen -2 und -4 PSU. Im Bodenwasser der westlichen Mecklenburger Bucht traten im gesamten Jahr 2001 übernormale Salzgehaltswerte auf (**Abb. 5.1-6**). Die Abweichungen schwankten zwischen +2 und +5 PSU. Ein kleiner Salzwassereinstrom in die Mecklenburger Bucht sorgte von Juni bis August für hohe Salzgehalte von über 20 PSU. Im Juli wurde vor Kühlungsborn mit 23,8 PSU der

höchste Salzgehalt des Jahres gemessen, mit einer Abweichung vom Normalwert von + 6 PSU. Der kleine Salzwassereinstrom im Oktober/November (NAUSCH et al., Kap. 2.1, in prep.) konnte an den Stationen der westlichen Mecklenburger Bucht nicht nachgewiesen werden. Dafür traten im Seegebiet nördlich Fischland bis Hiddensee in beiden Monaten erhöhte Salzwerte im Bodenwasser auf. Die Anomalien lagen zwischen +3 bis +7 PSU. Die Schichtung in der Mecklenburger Bucht hatte sich im Winter 2000/2001 nicht aufgelöst. Zwischen Mai und August wurden Gradienten von über 10 bis 15 PSU nachgewiesen (**Abb. 5.1-7**). Erst im November begann sich die Schichtung aufzulösen.

In den inneren Küstengewässern zeigte sich das Jahr 2001 im Durchschnitt ebenfalls überwiegend salzgehaltsnormal, mit lokaler Differenzierung. Während die Wismarer Bucht, die Unterwarnow und die vorpommerschen Bodden im Jahresdurchschnitt nur geringe Abweichungen erkennen ließen, lagen die Werte im Peenestrom und im Kleinen Haff deutlich unter dem langjährigen Normalwert. Die Abweichungen betragen durchschnittlich -0,8 bzw. -0,5 PSU. Das entspricht 70 % des Normalwertes. Im Jahresverlauf trat kein Monat mit übernormalen Salzgehalten hervor. Der kleine Salzwassereinstrom im Oktober (s.o.) war im November in der Wismarer Bucht, der Unterwarnow, den Darß-Zingster Bodden (bis Bodstedter Bodden), den Nordrügenschens Bodden (bis Breetzer Bodden) und im Strelasund nachzuweisen. Die Salzgehaltserhöhungen lagen zwischen +2 bis +3 PSU. Unternormal waren die Monate Januar sowie September und Oktober, infolge der extrem hohen Niederschläge im September (vgl. Kap. 2.1).

Das Jahr **2002** wies, mit einem Plus von rund 100 mm bzw. mit 118 % des Normalwertes, einen deutlichen Niederschlagsüberschuss auf. (vgl. Kap. 2.1). Das blieb natürlich nicht ohne Auswirkungen auf den Salzgehalt der äußeren Küstengewässer. Mit durchschnittlich -0,5 PSU wurde demzufolge in den drei Berichtsjahren auch die höchste Abweichung vom Normalwert registriert. Die höchsten Abweichungen, von mehr als -1 PSU, wurden in der Pommerschen Bucht vorgefunden. Trotzdem war der Salzgehalt im Jahresdurchschnitt nur leicht unternormal. Im Gebietsdurchschnitt gab es keinen Monat mit übernormalem Salzgehalt. Im Jahresgang fielen die Monate Januar, April, Mai, Juni und Oktober durch Abweichungen von durchschnittlich -1 bis -2 PSU auf. Im April wurden in der Mecklenburger und der Pommerschen Bucht bis -4 PSU nachgewiesen. In der westlichen Mecklenburger Bucht traten jedoch lokal auch positive Anomalien auf. Insbesondere die Station nördlich Warnemünde (O5) viel durch relativ hohe Salzgehaltswerte auf. Das Bodenwasser der westlichen Mecklenburger Bucht war in der ersten Jahreshälfte 2002, aber besonders in den Monaten Januar, April, Mai und Juni, relativ salzarm. Lokal wurden Abweichungen bis -4 PSU vorgefunden. Ab Juli sorgte ein kleines Einstromereignis in die Mecklenburger Bucht für einen raschen Anstieg der

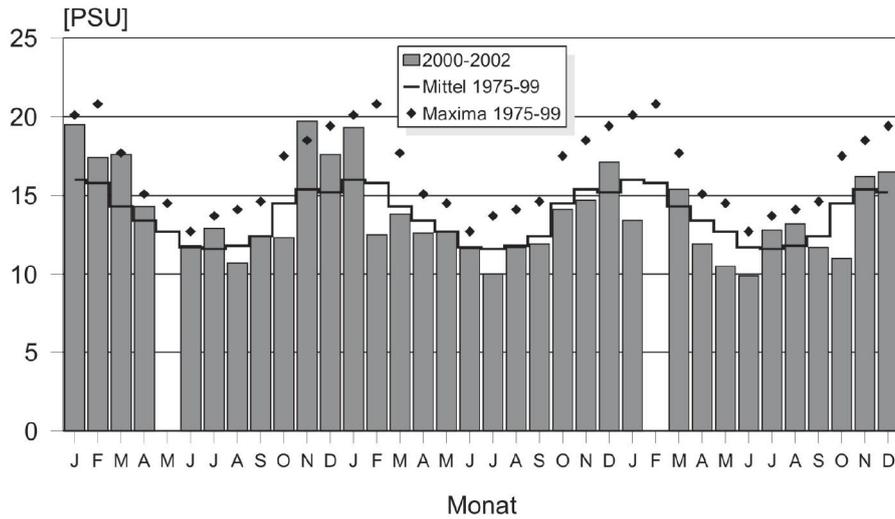


Abb. 5.1-8: Jahresgang des Salzgehaltes im Oberflächenwasser der Wismarer Bucht (Insel Walfisch Station WB3)

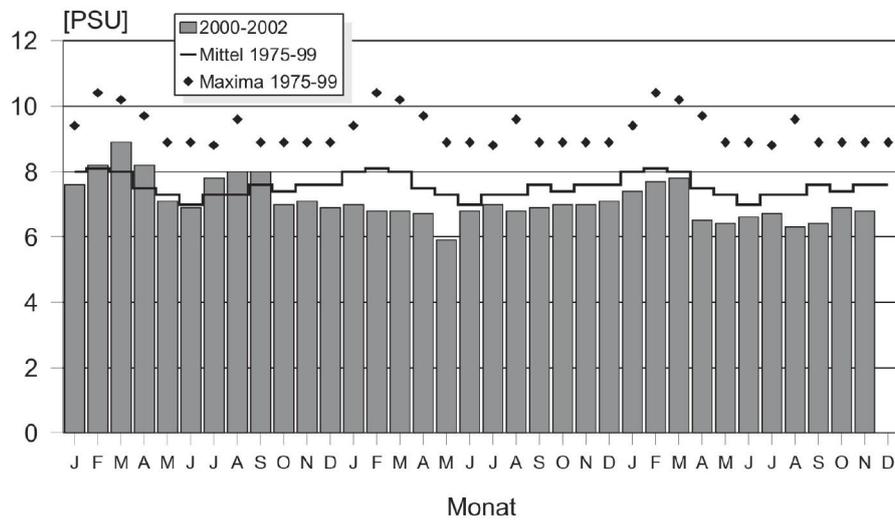


Abb. 5.1-9: Jahresgang des Salzgehaltes im Oberflächenwasser des Greifswalder Boddens (Zentralbereich Station GB19)

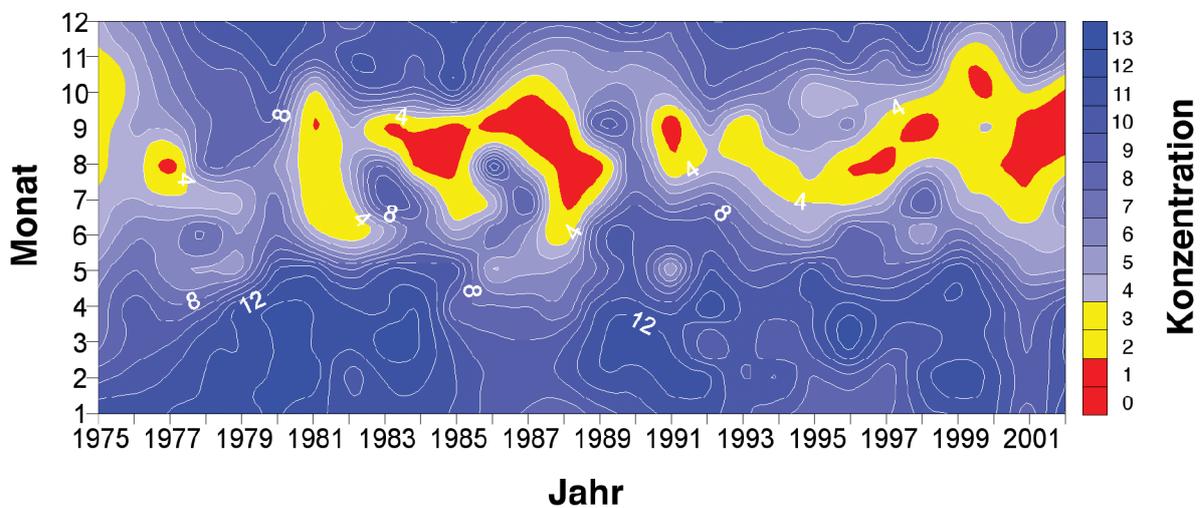


Abb. 5.1-10: Sauerstoffgehalt in mg/l im bodennahen Wasser der Lübecker Bucht nördlich Boltenhagen (O22) von 1975-2002

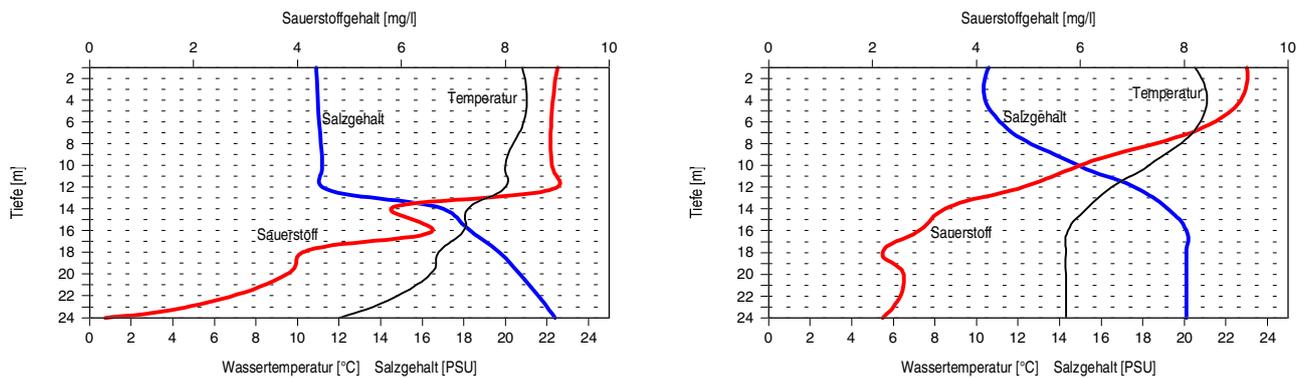


Abb. 5.1-11: Vertikalprofile mit thermohaliner Schichtung vom 10.09.2002 nördlich Boltenhagen (O22, links) und nördlich Poel (O3, rechts)

Werte (Abb. 5.1-7). Diese salzreiche Lamelle wurde im Juli, August und September von der Lübecker Bucht bis nördlich Zingst nachgewiesen. Es traten örtlich Abweichungen von +2 bis +5 PSU auf. Im Juli konnte in der Lübecker Bucht vor Boltenhagen, mit 24,5 PSU, der höchste Salzgehalt aller drei Jahre nachgewiesen werden und im September wurde nördlich von Warnemünde, mit 23 PSU (+9 PSU), ein neues Salzgehaltsmaximum gemessen. Die thermohaline Schichtung in der Mecklenburger Bucht war aufgrund der niedrigen Salzgehalte von April bis Juni schwach ausgeprägt. Von Juli bis September sorgte der Salzwasserzustrom für Gradienten von über 10 PSU (Abb. 5.1-7). Im November begann sich die Schichtung aufzulösen. Der erhöhte Süßwasserzustrom hatte in fast allen inneren Küstengewässern eine Tendenz zu unternormalen Salzgehalten zur Folge. Besonders stark fielen die Abweichungen, mit -1,5 bzw. -0,8 PSU, wiederum im Peenestrom und im Kleinen Haff aus. Die Jahresmittel entsprachen nur etwa 50 % des Normalwertes. Im Haff herrschten dementsprechend, mit einem Jahresmittel unter 1 PSU, fast limnische Verhältnisse. Infolge des hohen Niederschlags- und Abflusgeschehens wurden im Jahresverlauf in fast allen Monate unternormale Salzgehaltswerte gemessen. Insbesondere nach den sehr hohen Niederschlägen im Februar und Juli traten etwas zeitverzögert sehr geringe Salzgehalte in den Gewässern auf. Unternormal waren aber auch die Monate Mai, Juni, September und Oktober, mit Abweichungen von durchschnittlich -1 bis -2 PSU.

Sauerstoff

Regelmäßig im Spätsommer und Herbst ist die Lübecker und westliche Mecklenburger Bucht von Sauerstoffmangel betroffen (Abb. 5.1-10). Anhaltend warme, windstille Wetterlagen begünstigen die Entstehung von Sauerstoffmangel ebenso, wie extreme Nährstoffeinträge, die insbesondere in ausgeprägten Nassjahren über die Flüsse in die Ostsee gelangen.

Die starke Erwärmung des Oberflächenwassers, im Zusammenhang mit der Übersichtung von salzreichem Wasser

am Boden durch salzärmeres Wasser an der Oberfläche, führen zu einer äußerst stabilen thermohalinen Schichtung, die einen vertikalen Wasseraustausch und damit eine Sauerstoffzufuhr in tiefere Wasserschichten stark behindert. Diese Schichtung ist die Hauptursache für den Sauerstoffmangel und kann über einen langen Zeitraum stabil bleiben. Sie löst sich meist erst im Herbst, mit zunehmender Abkühlung des Oberflächenwassers und windbedingter Durchmischung auf.

Durch den biochemischen Abbau organischen Materials, z.B. von sedimentierten Planktonalgen, kommt es am Meeresboden zu einer zunehmenden Sauerstoffverarmung. Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l sind bspw. für Fische schon kritisch und führen zu Ausweichreaktionen. Für am Boden festsetzende Tiere (Makrozoobenthos) sind Sauerstoffwerte von weniger als 2 mg/l nicht mehr tolerabel. Ist der Sauerstoff vollständig verbraucht, entsteht als Abfallprodukt anaerober Schwefelbakterien der für die meisten Organismen giftig Schwefelwasserstoff. Dann kommt es zu einem großflächigen Absterben des Makrozoobenthos in den tiefer gelegenen Bodenbereichen der Lübecker und Mecklenburger Bucht (vgl. Kap. 5.3.3).

Auch im Zeitraum 2000 bis 2002 wurden im Bodenwasser der Lübecker und Mecklenburger Bucht wieder kritische Sauerstoffgehalte gemessen, wobei vor allem das sehr warme Jahr 2002 mit einem um 3 Grad zu warmen August problematisch war. Die mit bis zu +6 Grad deutlich zu warme Wassertemperatur, die intensive thermohaline Schichtung (Abb. 5.1-11) und die im August/Anfang September 2002 anhaltend warme und windarme Wetterperiode waren die Ursachen für eine ausgeprägte Sauerstoffmangelsituation. Schon ab Mai begann der Sauerstoffgehalt kontinuierlich abzunehmen und von Juli bis November wurden in allen drei Jahren kritische Sauerstoffgehalte unterhalb 4 bzw. 2 mg/l gemessen. Am stärksten war die Stationen in der Lübecker Bucht nördlich Boltenhagen (O22) betroffen. Im September 2002 und 2003 wurde hier fast kein Sauerstoff (0,3 mg/l) mehr nachgewiesen. Dort roch das Bodenwasser schon leicht nach Schwefelwasser-

Tab. 5.1-1: Schwankungen der Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser der inneren Küstengewässer 2000-2002 in % O₂

Gewässerbereiche	SSI-Minimum	SSI-Maximum	SSI-Spannweite
innere Wismarbucht	81	139	58
äußere Wismarbucht	90	129	39
Salzhaff	75	140	65
südl. Unterwarnow	54	177	123
nördl. Unterwarnow	78	142	64
Darß-Zingster Bodden	62	174	112
Rügensche Bodden	81	135	54
Strelasund	76	131	55
Greifswalder Bodden	76	158	82
Peenestrom	70	200	130
Kleines Haff	75	238	163

stoff. Die 2002 an den Messstationen aufgenommen Vertikalprofile zeigen eine stabile thermohaline Schichtung. Während im August lediglich das Bodenwasser von 20 bis 24 m Tiefe sauerstoffverarmt war, wurden im September bereits ab 14 bis 16 m Tiefe kritische Sauerstoffgehalte unter 4 mg/l gemessen (**Abb. 5.1-11**). Nördlich Poel (O3) wurden Werte um 1 mg/l und nördlich Buk (O4) zwischen 2 und 4 mg/l gefunden. Vor Warnemünde (O5) ist der Sauerstoffgehalt auf Grund des flacheren Reliefs und der besseren Durchmischung des Wasserkörpers in der Regel wieder normal. Allerdings wurde auch hier im September 2002 ein sehr geringer Wert von 0,7 mg/l gemessen. Im östlich anschließenden Seegebiet bis zur Pommerschen Bucht wurden im Berichtszeitraum keine kritischen Sauerstoffgehalte vorgefunden.

In der Oberflächenschicht der äußeren Küstengewässer führt die planktische Primärproduktion im Frühjahr und Sommer zu einer Anreicherung und Übersättigung mit Sauerstoff. Zwischen Boltenhagen und Kap Arkona wurden in den Frühjahrs- und Sommermonaten Sauerstoffübersättigungen bis max. 130 %. Östlich Rügen und insbesondere in der hocheutrophen Pommerschen Bucht wurden vor allem im Jahr 2002 Sauerstoffsättigungen bis 160 % gemessen.

In den inneren Küstengewässern kommt es vor allem in den Frühjahrs- und Sommermonaten innerhalb sehr kurzer Zeiträume zu beachtlichen Schwankungen des Sauerstoffgehaltes. Während in den stark eutrophierten Gewässern durch die Primärproduktion des Phytoplanktons Sauerstoffsättigungen des Oberflächenwassers von über 200 % keine Seltenheit sind, kann im bodennahen Wasser, während lang anhaltender warmer Stagnationsperioden, auch in flachen und normalerweise gut durchmischten Gewässern kurzzeitig Sauerstoffmangel auftreten. Das ist vor allem in der Wismarer Bucht und in der Unterwarnow der Fall, da hier durch den höherem Salzgehalt in der Mecklenburger Bucht zeitweise sogar Salzgehaltsschichtungen auftreten können. In diesen Gewässern ist Sauerstoffmangel im Bodenwasser keine Seltenheit.

Die Schwankungsbreite der Sättigung des Oberflächenwassers mit Sauerstoff bewegte sich im Untersuchungszeitraum zwischen 54 und 238 %, wobei das Jahr 2002 durch den heißen Sommer besonders herausragte. Die Amplitude der Sauerstoffsättigung ist in Abhängigkeit vom Trophiegrad und der Phytoplanktondichte in den einzelnen Gewässern unterschiedlich stark ausgeprägt. Die größten Schwankungen wurden in den stark eutrophen bis polytrophen Gewässern Kleines Haff, Peenestrom, Unterwarnow und Darß-Zingster Bodden nachgewiesen. Deutlich schwächer ausgeprägte Spannweiten waren in den meso- bis schwach eutrophen Gewässern Wismarer Bucht, Strelasund und Rügensche Bodden zu verzeichnen. Die geringste Schwankungsbreite trat in der äußeren Wismarbucht auf (**Tab. 5.1-1**).

In der Wismarer Bucht traten im bodennahen Wasser in allen drei Jahren zeitweise deutliche Sauerstoffdefizite auf. Im September/Oktober 2000 fiel das Defizit mit einem Sauerstoffgehalt von 5 mg/l noch relativ moderat aus. Im August und Oktober 2001 lagen die Werte in der äußeren Bucht (2 bis 3 mg/l) und im August/September 2002 in der gesamten Wismarer Bucht (2 bis 4 mg/l) jedoch unterhalb der kritischen Grenze von 4 mg/l. Es ist nicht auszuschließen, dass hier sauerstoffverarmtes Wasser aus der Mecklenburger Bucht, über Offentief, Krakentief und Fahrwasser bis in die innere Bucht eingedrungen ist. Ähnliche Verhältnisse waren bereits in der Vergangenheit zu beobachten. Voraussetzung für ein Eindringen sauerstoffverarmten Wassers aus der Mecklenburger Bucht ist, dass die Halokline in einem Tiefenhorizont von weniger als 9 m angesiedelt ist (**Abb. 5.1-11**). Auch das Bodenwasser der südlichen Unterwarnow war zeitweise von Sauerstoffmangel betroffen. So wurden im Juni und August 2000 Werte von 3 mg/l gemessen. 2001 und 2002 wurden sogar Werte von nur 1,6 und 1,8 mg/l registriert. In den relativ flachen vorpommerschen Bodden finden Sauerstoffmessungen im Bodenwasser lediglich in Zonen mit einer Wassertiefe von mehr als 6 m statt. Mit Ausnahme eines Wertes von 1,8 mg/l im Juli 2001 im Kleinen Haff traten hier keine Defizite auf.

5.1.2 Nährstoffe

Die räumliche Verteilung der Nährstoffe ist in den Küstengewässern durch teilweise ausgeprägte horizontale Gradienten charakterisiert. Die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe sind vor allem in den durch Flusswasser gespeisten inneren Gewässern um ein Vielfaches höher als in den vorgelagerten äußeren Küstengewässern. Für die Zeitreihe 1990 bis 1998 lagen die mittleren Konzentrationen der inneren Gewässer für Phosphat um das 2- bis 4fache und für Nitrat um das 2- bis 23fache höher als in der vorgelagerten Ostsee. Diese Gradienten sind umso deutlicher, desto höher der Flusswasserzustrom und damit der Nährstoffeintrag in die Küstengewässer ist.

Im Jahreszyklus unterliegen die Nährstoffkonzentrationen ausgeprägten Schwankungen (**Abb. 5.1-12**). In der Regel werden in den äußeren Küstengewässern während der Win-

termonate die höchsten Nährstoffkonzentrationen gemessen. In den höher belasteten inneren Küstengewässern sind durch den direkten Flusswasserzustrom und Resuspensionsprozesse aus den Sedimenten saisonal verschiedene Nährstoffmaxima möglich. Die Entwicklung des Phytoplanktons hat vom Frühjahr bis in den Herbst einen fast quantitativen Verbrauch der gelösten Nährstoffe zur Folge. Dabei setzt die Nährstoffverarmung ab März/April ein. Im September/Oktober, manchmal auch erst im November erreichen die Phosphat- und Nitratkonzentrationen wieder nachweisbare Werte.

Während das Abflussjahr 1999 etwas zu trocken war, nahm das Jahr 2002 durch überdurchschnittlich hohe Niederschläge (708 mm = 122 % vom Normalwert) die dritte Stelle der Nassjahre seit 1951 ein. Nur 1980 und 1981 wurden noch höhere Niederschläge registriert. Das Jahr 2000 war etwas zu nass und 2001 in etwa niederschlagsnormal. Das

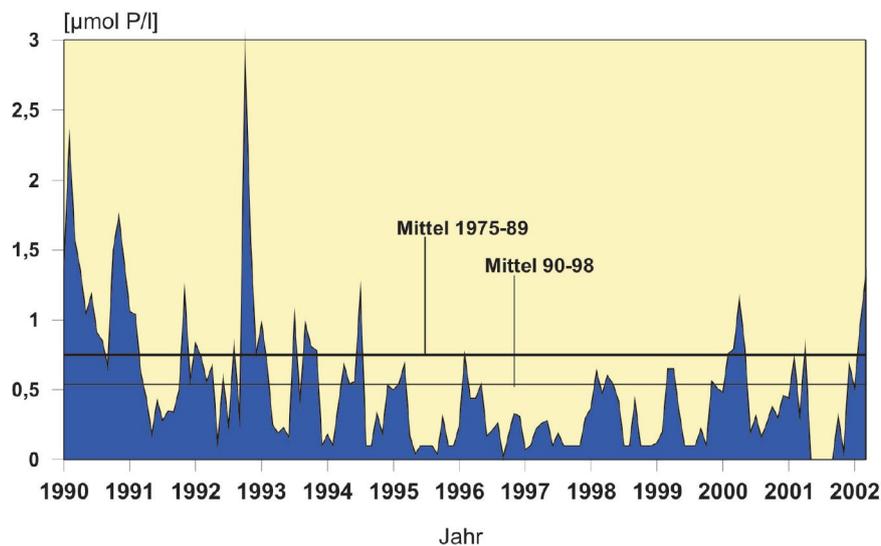


Abb. 5.1-12: Saisonale Variabilität der Konzentration des anorganisch gelösten Phosphors in der Mecklenburger Bucht nördlich Warnemünde, Station O5

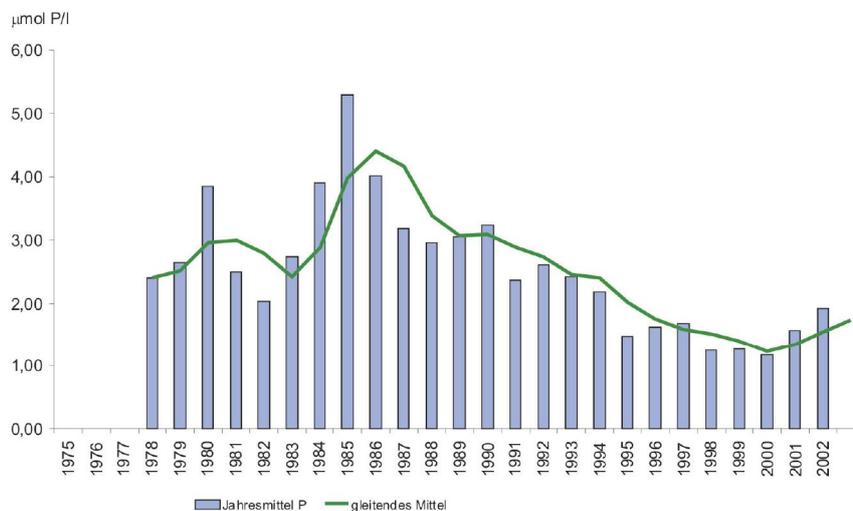


Abb. 5.1-13: Zeitliche Entwicklung des Gesamtphosphors im Greifswalder Bodden, Station GB19

Tab. 5.1-2: Mittlere Konzentrationen des gelösten anorganischen Phosphors (DIP) in $\mu\text{mol P/l}$ im Oberflächenwasser der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Station	Zeitraum				
	1975-89	1990-98	2000	2001	2002*
äußere Küstengewässer					
Lübecker Bucht (O22)	0,88	0,48	0,49	0,39	0,31
Mecklenburger Bucht (O5)	0,75	0,54	0,38	0,48	0,66
östlich Saßnitz (O11)	0,73	0,38	0,35	0,43	0,28
Pommersche Bucht (OB4)	1,27	0,92	0,92	0,71	1,06
innere Küstengewässer					
Wismar-Bucht (WB3)	1,50	0,83	0,65	1,10	0,88
Unterwarnow (UW4)	4,29	1,94	0,85	0,80	1,01
Greifsw. Bodden (GB19)	1,06	0,90	0,35	0,58	0,73
Kleines Haff (KHM)	4,42	3,69	3,43	2,50	3,38

(* Winter- und Frühjahrswerte lückenhaft)

hatte zur Folge, dass 2002 etwa doppelt soviel Stickstoff in die Küstengewässer gelangte wie in den beiden Vorjahren. Die Phosphoreinträge waren etwa 1,5fach höher als 1999.

Die bis Mitte der 1990er Jahre zu beobachtende Abnahme der Phosphorkonzentrationen setzte sich in den vergangenen Jahren nicht mehr fort (**Abb. 5.1-13**) (NAUSCH et al., Kap. 2.2, in prep.). Die Jahresmittelwerte des Berichtszeitraumes zeigen in etwa die Größenordnung des Mittels der Zeitreihe 1990 bis 1998, liegen jedoch z.T. deutlich unter dem langjährigen Mittel von 1975 bis 1989 (**Tab. 5.1-2**). Sowohl die winterlichen Phosphatkonzentrationen (Jan./Feb.) als auch die Jahresmittelwerte nahmen im Zeitraum 2000 bis 2002 an vielen Messstationen wieder leicht zu (**Abb. 5.1-13**).

Im Jahr 2002 wurden in den Küstengewässern nördlich Warnemünde und in der Pommerschen Bucht die höchsten Jahresmittelwerte seit Mitte der 1990er Jahre gemessen (**Tab. 5.1-2**). In der Mecklenburger Bucht lagen die Phosphatwerte im Berichtszeitraum zwischen $<0,10$ und $1,36$

$\mu\text{mol P/l}$. Die höchsten P-Konzentrationen traten in den Wintermonaten November bis Februar auf. Infolge des P-Eintrags durch die Oder, wurden in der Pommerschen Bucht im September 2000 und 2002 maximale Konzentrationen von $3,04$ bis $4,94 \mu\text{mol P/l}$ gemessen. Sie lagen etwa um das 2-3fache über den Konzentrationen der übrigen äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Die geringsten Werte wurden nördlich Zingst und Rügen vorgefunden.

Die Phosphatkonzentrationen in den inneren Küstengewässern sind in der Regel um das 2- bis 3fache höher als an der Außenküste (**Tab. 5.1-2**). Die Spanne reichte von $<0,10$ bis $9,96 \mu\text{mol P/l}$. Relativ geringe Mittelwerte, zwischen $0,2$ und $0,5 \mu\text{mol P/l}$, wurden in den Darß-Zingster, Nordrügenschens und im Greifswalder Bodden nachgewiesen. Die vergleichsweise höchsten Werte traten mit 2 bis $3 \mu\text{mol P/l}$ im kleinen Stettiner Haff auf. Im September 2001 wurden im Stettiner Haff an 3 Stationen Extremwerte von über $9 \mu\text{mol P/l}$ gemessen, die auf den Eintrag aus der Oder zurückzuführen sind.

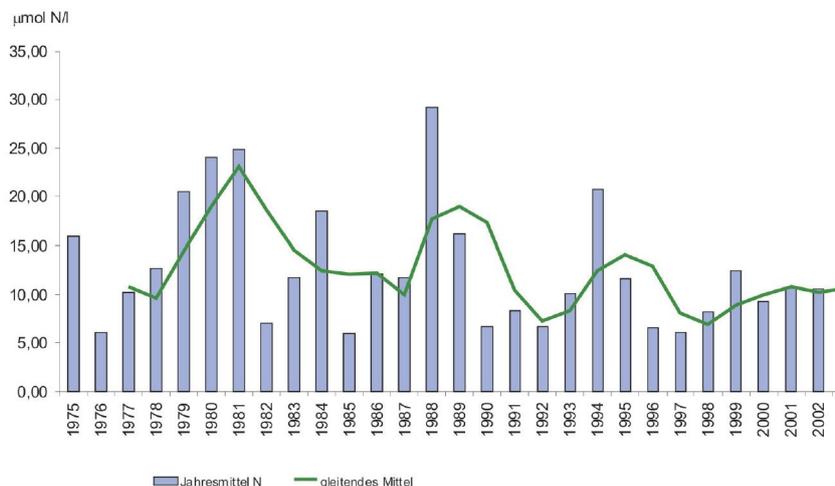


Abb. 5.1-14: Zeitliche Entwicklung des anorganisch gelösten Stickstoffes im Greifswalder Bodden, Station GB19

Tab. 5.1-3: Mittlere Nitratkonzentrationen in $\mu\text{mol N/l}$ im Oberflächenwasser der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Station	Zeitraum				
	1975-89	1990-98	2000	2001	2002*
äußere Küstengewässer					
Lübecker Bucht (O22)	2,4	2,1	2,4	1,6	1,2
Mecklenburger Bucht (O5)	2,9	2,3	2,5	1,6	2,8
östlich Saßnitz (O11)	3,6	2,3	2,8	2,4	1,4
Pommersche Bucht (OB4)	24,0	15,6	26,8	17,7	7,1
innere Küstengewässer					
Wismar-Bucht (WB3)	6,5	6,8	7,6	7,2	8,4
Unterwarnow (UW4)	52,0	51,8	43,7	35,6	35,9
Greifsw. Bodden (GB19)	9,8	6,0	6,9	2,6	4,4
Kleines Haff (KHM)	75,1	38,1	37,0	39,0	17,7

(* Winter- und Frühjahrswerte lückenhaft)

Die Nitratkonzentrationen zeigen in den äußeren Küstengewässern - bis auf die Pommersche Bucht - geringe Abweichungen vom langjährigen Mittel. Zwischen 2000 und 2002 ist an einigen Stationen sogar eine leichte Abnahme der Jahresmittelwerte zu beobachten (**Tab. 5.1-3**), die jedoch vor dem Hintergrund fehlender Winter- und Frühjahrswerte 2002 mit Vorsicht zu betrachten ist. Die starke Abhängigkeit der Stickstoffkonzentrationen vom Niederschlags- und Abflussregime (Naß-/Trockenjahre) ist in **Abb. 5.1-14** wiedergegeben, die zeigt, dass für Stickstoff kein eindeutiger Trend abzusehen ist. In sehr nassen Jahren wie 1994 und 1998 gelangt sehr viel Stickstoff in die Küstengewässer.

In der Mecklenburger Bucht lagen die Nitratkonzentrationen im Berichtszeitraum zwischen $<0,70$ und $14,0 \mu\text{mol N/l}$. Die Maxima von über $10 \mu\text{mol N/l}$ lagen im Februar und April 2000. In der Pommerschen Bucht wurden durch den Odereintrag die mit Abstand höchsten Werte an der Außenküste gemessen. Die Maximalwerten lagen im März und April 2000 zwischen 118 und $163 \mu\text{mol N/l}$. Sie betragen mehr als das 10fache im Vergleich zu den anderen

Seegebieten. Die geringsten Nitratwerte wurden wiederum nördlich Zingst und Rügen gemessen.

Der Eintrag von Stickstoff über die Flüsse führt vor allem in den flusswassergeprägten inneren Küstengewässern zeitweise zu sehr hohen Nitratkonzentrationen. Diese liegen um Größenordnungen über den Konzentrationen der vorgelegten Ostsee. Demzufolge ist die Konzentrationsspanne erheblich und reichte im Berichtszeitraum von $<0,7$ bis $527 \mu\text{mol N/l}$. Mittlere Konzentrationen von 3 bis $10 \mu\text{mol N/l}$ finden sich in der Wismarer Bucht, in den Nordrügenschenschen und im Greifswalder Bodden. Sehr hohe Jahresmittelwerte wurden mit 20 bis $80 \mu\text{mol N/l}$ in der Unterwarnow, den Darß-Zingster Bodden, im Peenestrom und im Stettiner Haff gefunden. Einzelne Extremwerte von 100 bis über $500 \mu\text{mol N/l}$ wurden im Winter und Frühjahr 2000 im Salzhaff, in der Unterwarnow, den Darß-Zingster Bodden, im Peenestrom und Stettiner Haff gemessen. Ursache dieser Extremwerte sind vor allem Stickstoffeinträge aus den Flussgebieten Hellbach, Warnow, Recknitz, Barthe, Peene, Uecker, Zarow und Oder.

5.2 Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit

Die „Vorläufige Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit der Seegewässer“ ist ein landesinterner Standard zur Beurteilung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Die Klassifizierung erfolgt, im Unterschied zur ursprünglichen Variante der Richtlinie, nur noch anhand des Merkmalskomplexes I „Trophie und organische Belastung“ (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1991). Es ist eine einfache Methode zur Verdichtung und Bewertung chemischer und biologischer Monitoringdaten. Die Einordnung in 6 Klassen ermöglicht eine Kategorisierung der untersuchten Gewässer in die trophischen Zustände oligotroph - Klasse 1, mesotroph - Klasse 2, eutroph - Klasse 3, stark eutroph - Klasse 4, polytroph - Klasse 5 und hypertroph - Klasse 6.

Die Wasserqualität der Küstengewässer wird maßgeblich durch die Nährstoffeinträge von Land und aus den belasteten Sedimenten bestimmt. Dabei haben die natürlich vorgegebenen hydromorphologischen Ausgangsbedingungen einen wesentlichen Einfluss auf die aktuelle Wasserqualität und das Regenerationspotential eines Gewässers.

In den Jahren 2000, 2001 und 2002 wurden 48 Messstellen in den inneren und 15 Messstellen in den äußeren Küstengewässern klassifiziert. Die Ergebnisse der Klassifizierung enthält **Anlage 5-11** im Anhang und **Abbildung 5.2-1**.

Vor allem der intensive Wasseraustausch mit der Ostsee aber auch die Filterfunktion der inneren Küstengewässer sind die Ursachen für eine überwiegend gute Wasserqualität in den äußeren Küstengewässern. Sauerstoffmangel im Bodenwasser der westlichen Mecklenburger Bucht sowie erhöhte Nährstoffkonzentrationen führten jedoch dazu, dass sich die Wasserqualität von 1999 bis 2002 verschlechterte. 2002 war das Jahr mit der schlechtesten Wasserqualität seit 1989. Wurden im Jahr 1999 noch fast 70 % der Messstellen der Güteklasse 2 zugeordnet, waren es 2002 nur noch 33 %. Entsprechend stieg der Anteil der Messstellen in der Güteklasse 3 und 4 auf 60 % (**Abb. 5.2-2**).

In der Mecklenburger Bucht zwischen Boltenhagen und Warnemünde herrschten 1999 noch durchgehend mesotrophe Verhältnisse. Durch den im Sommer auftretenden Sauerstoffmangel im Bodenwasser musste dieser Küstenabschnitt in den Jahren 2000 und 2001 teilweise und im Jahr 2002 insgesamt der Klasse 3 zugeordnet werden. Die beste Wasserqualität war wiederum im Küstenabschnitt zwischen Fischland und Saßnitz anzutreffen. Relativ geringe Nährstoff- und Planktonkonzentrationen sowie eine gute Sauerstoffversorgung des gesamten Wasserkörpers haben hier anhaltend stabile mesotrophe Verhältnisse zur Folge. An allen 5 untersuchten Stationen konnte zwischen 2000 und 2002 die Güteklasse 2 vergeben werden. In der Pommerschen Bucht wird, zwischen Greifswalder Oie und Ahlbeck, der Einfluss der Oder durch eine in Richtung Swinemündung zunehmend schlechtere Wasserqualität spürbar. Hohe Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentra-

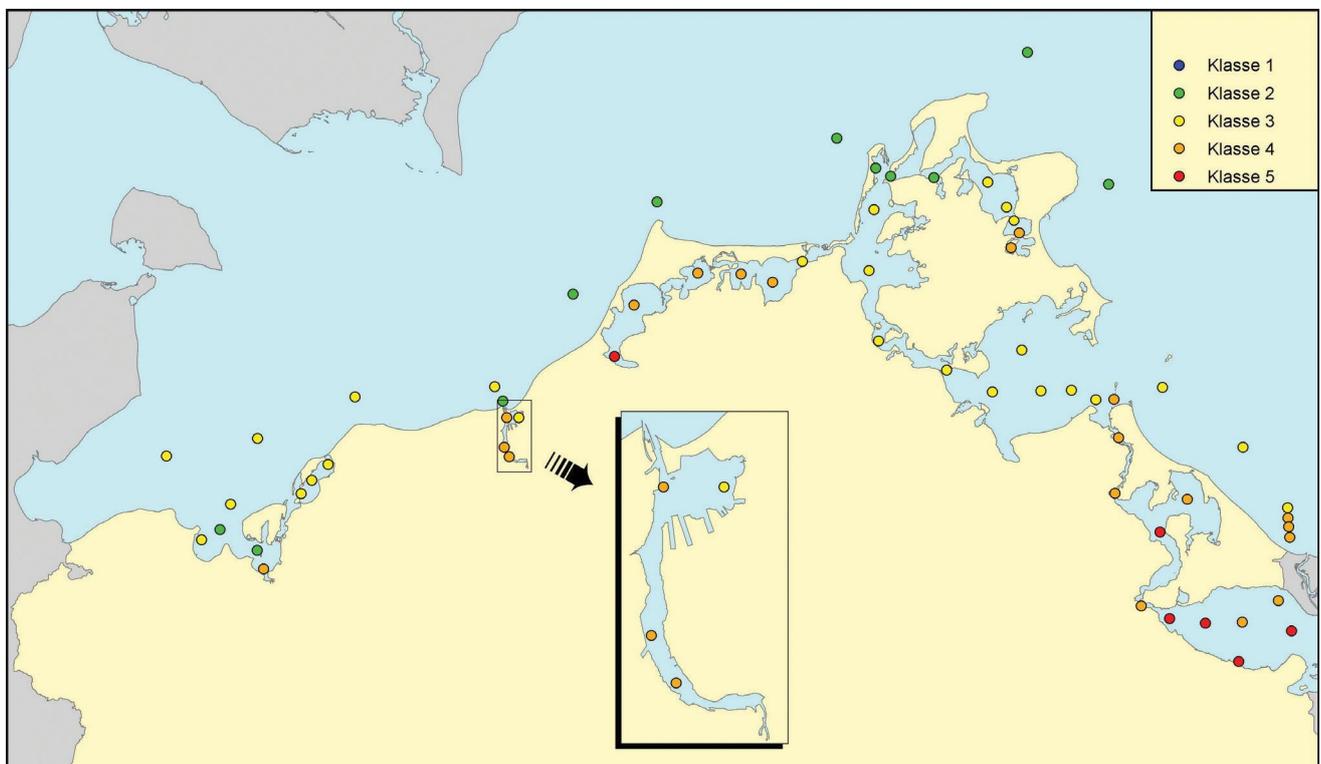


Abb. 5.2-1: Klassifizierung der inneren und äußeren Küstengewässer nach dem Merkmalskomplex „Trophie und organische Belastung“ im Jahr 2002

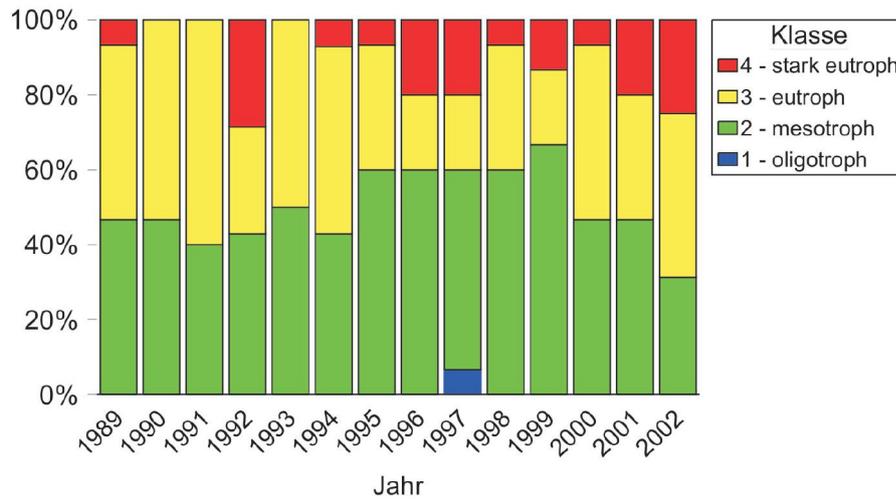


Abb. 5.2-2: Klassifizierung der äußeren Küstengewässer nach dem Merkmalskomplex "Trophie und organische Belastung"

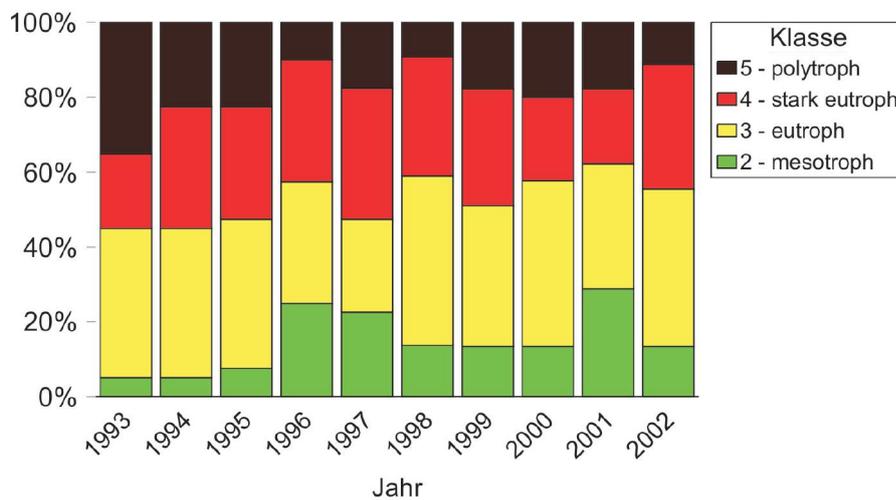


Abb. 5.2-3: Klassifizierung der inneren Küstengewässer nach dem Merkmalskomplex "Trophie und organische Belastung"

tionen ließen zusammen mit geringen Sichttiefen nur eine Einstufung in die Güteklasse 3 und 4 zu.

Die verringerte externe Nährstoffbelastung aus Flüssen und Kläranlagen führte in den inneren Küstengewässern in den vergangenen 10 Jahren zu einer nachweisbaren Verbesserung der Wasserqualität. Trotzdem verfügen sie nach wie vor über ein zu hohes Eutrophierungspotenzial. Dabei sind diffuse Einträge von Phosphor und Stickstoff aus dem Einzugsgebiet sowie die Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten weiterhin die wesentlichen Belastungsquellen. Seit Mitte der 1990er Jahre ist eine Zunahme mesotropher und eine Abnahme polytropher Gewässerzustände zu verzeichnen. So konnten 2001 fast 30 % der Messstellen in die Güteklasse 2 eingestuft werden und 2002 mussten nur noch 10 % der Stationen der Klasse 5 zugeordnet werden, 1993 waren es noch fast 40 % (Abb. 5.2-3). Der Anteil eutropher und stark eutropher Stationen schwankt dagegen in einem gewissen Bereich unverändert.

Gewässer mit kleinem Einzugsgebiet und einem guten Wasseraustausch zur Ostsee haben naturgemäß eine bessere Wasserqualität. Zu diesem „begünstigten“ Gewässertyp zählen die Wismarer Bucht, das Salzhaff, die West- und Nordrügenschener Bodden, der Strelasund sowie der Greifswalder Bodden. Diesen Gewässern konnte zwischen 2000 und 2002 in der Regel die Güteklasse 2 oder 3 zugeordnet werden. Eine klare Tendenz zur Güteklasse 2 ist z. Zt. nur in der äußeren Wismarer Bucht, in den West- und Nordrügenschener Bodden (ausgenommen Kleiner und Großer Jasmunder Bodden) und im nördlichen Greifswalder Bodden zu erkennen. Die im Vergleich dazu schlechte Einstufung des Makrophyten-dominierten Salzhaffs in die Güteklasse 3 ist auf die sehr hohen Stickstofffrachten zurückzuführen, welche im Frühjahr aus dem stark landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet des Hellbachs eingetragen werden.

Demgegenüber wirken sich ein großes Einzugsgebiet und geringer Wasseraustausch mit der Ostsee zwangsläufig negativ auf die Gewässergüte aus. Daher ist in Gewässern mit diesen Eigenschaften schon von den natürlichen Voraussetzungen her ein Trophiestatus besser als eutroph nicht wahrscheinlich und demzufolge auch nur mit entsprechend großem Sanierungsaufwand zu erreichen (SCHLUNGBAUM et al. 2001). Zu diesem Gewässertyp zählen die Unterwarnow, die Darß-Zingster Bodden, der Peenestrom, das Achterwasser und das Kleine Stettiner Haff. Im Zeitraum 2000 bis 2002 mussten die meisten Stationen dieser Gewässer - wie in den Vorjahren - in die Güteklassen 4 und 5 eingestuft werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich die seit 1995 abzeichnende moderate Tendenz zur Verbesserung der Wassergüte der inneren Küstengewässer auch im Berichtszeitraum 2000 bis 2002 fortsetzt. Diese Entwicklung ist insbesondere auf den Rückgang der Nährstoffbelastung - hier vor allem der Phosphorkonzentrationen - bis Mitte der 1990er Jahre zurückzuführen. An der Außenküste ist eine zeitweise Verschlechterung eingetreten.

Eine weitere Verbesserung der Wassergüte wäre, u.a. durch eine Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge, nur gemeinsam mit der Landwirtschaft zu erreichen. Dagegen ist eine umfassende Sanierung der nährstoffbelasteten Sedimente, bspw. durch eine flächenhafte Entnahme, aus ökologischen und wirtschaftlichen Gründen mit vertretbarem Aufwand nicht zu leisten.

5.3 Biologische Untersuchungen

5.3.1 Phytoplankton

Innere Küstengewässer

2000

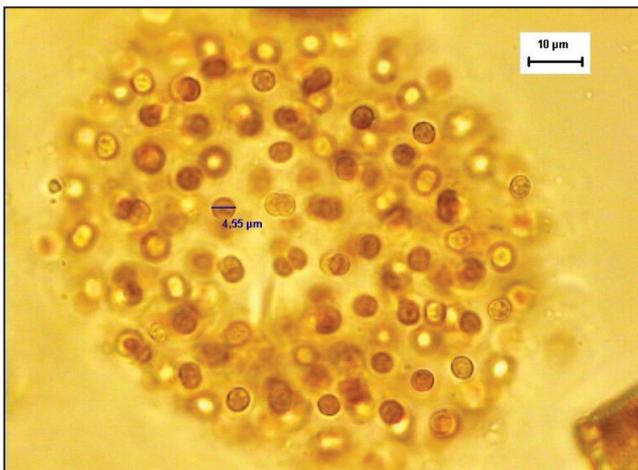
Die Frühjahrsblüte trat in den inneren Bodden und Haffen im Zeitraum von März bis April auf. In den untersuchten Gewässern waren *Teleaulax acuta* (Abb. 5.3-1) und *Heterocapsa rotundata* zahlreich und z.T. dominant vertreten. Das Kleine Haff zeichnete sich durch rasche und deutliche Aspektwechsel aus. Im März erreichte *Teleaulax acuta* mit 6,0 Mio. Zellen/l (2,2 mm³/l) eine auffällig große Zelldichte. Im April wurden bei hohen Chlorophyll-a-Konzentrationen von bis zu 198 µg/l erwartungsgemäß *Diatoma elongatum* und *Asterionella formosa* sowie zentrische Kieselalgen der Gattung *Stephanodiscus* als Träger der Frühjahrsblüte beobachtet. Bereits im Mai waren verstärkt fädige potentiell toxische Cyanophyceen wie *Aphanizomenon flos-aque* und *Planktothrix agardhii* nachweisbar.

Im Juni kam es in der inneren Wismarer Bucht mit 60,7 µg/l Chlorophyll-a zur Überschreitung der langjährigen Monatsmittelwerte (LMW) auf 250 %. Die Nordrügensch Bodden, der Kubitzer Bodden und der Strelasund lagen mit ihren aktuellen Konzentrationen bei 140 % des LMW. Im Kleinen Haff (Station KHM) wurde mit einem Gesamtbiovolumen von 31,4 mm³/l ein neues Juni-Maximum in der langjährigen Reihe (1988-1999) erreicht. Dominant zeigten sich fädige Cyanobakterien der Gattungen *Pseudanabaena* und *Planktoolyngbya* mit insgesamt 60 Mio. Fäden/l (17,2 mm³/l) sowie die potenziell toxischen Arten *Aphanizomenon flos-aquae* und *Planktothrix agardhii* mit insgesamt 8,4 Mio. Fäden/l (8,0 mm³/l). Auch *Microcystis aeruginosa* und *M. flos-aquae* (Abb. 5.3-1) war mit 62 Mio. Zellen/l verstärkt vertreten (3,3 mm³/l).

Von Juni bis August stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen am Messpunkt KHM von 48,4 µg/l auf 111 µg/l an. Die für das Kleine Haff typische sommerliche Massenentwicklung von *Microcystis*-Arten wurde 2000 nicht beobachtet. Das sommerliche Wachstum von *Coscinodiscus rothii* wurde mit 3,0 mm³/l erst im August beobachtet. Die Herbstmonate sind von deutlich abnehmenden Chlorophyll-a- und Phytoplanktonkonzentrationen gekennzeichnet. Im Seegebiet Strelasund und Greifswalder Bodden wurden im Oktober noch einmal µ-Algen mit bis zu 193 Mio. Zellen/l gezählt. In der Wismarer Bucht fand sich zu diesem Zeitpunkt noch eine kleine Blüte der Kieselalge *Dactyliosolen fragilissimus* (4,1 mm³/l). Bis Dezember nahmen Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* auf den untersuchten Stationen zu.

2001

Im Januar und Februar bewegten sich die Chlorophyll-a-Konzentrationen zwischen 0,6 und 105 µg/l und die Biovolumina ergaben Werte im Bereich von 0,2 und 11,2 mm³/l. An einigen Stationen überschritten die Chlorophyll-a-Konzentrationen die LMW deutlich, wie z.B. im Februar im Greifswalder Bodden (bis zu 750 %), bedingt durch eine starke Entwicklung von *Teleaulax acuta*, *Plagioselmis prolunga* (5 Mio. Zellen/l) und *Skeletonema costatum* (9 Mio. Zellen/l). Die am 15.03.01 registrierte Massenentwicklung von *Skeletonema costatum* im Greifswalder Bodden erreichte mit einem Biovolumen von 6,2 mm³/l ein neues Maximum in der langjährigen Messreihe für März (seit 1988), war aber am 21.03.01 mit 0,3 mm³/l bereits fast wieder verschwunden. Extrem und ungewöhnlich stellte sich der Frühjahrsaspekt 2001 im Kleinen Haff dar. *Teleaulax acuta* erreichte bereits im Februar ein Biovolumen von 11,2 mm³/l. Bei steigenden Zellzahlen – bis zu 97 Mio./l für *Teleaulax acuta* und *Plagioselmis prolunga* – erreichte diese Entwicklung bei einem Gesamt-Biovolumen von 25 mm³/l im März ihren Höhepunkt (Abb. 5.3-2b). Die entsprechenden Chlorophyll-a-Werte im Kleinen Haff (Station



Microcystis flos-aquae



Teleaulax acuta

Abb. 5.3-1: *Microcystis flos-aquae* und *Teleaulax acuta* sind sehr häufige Algen in den vorpommerschen Boddengewässern

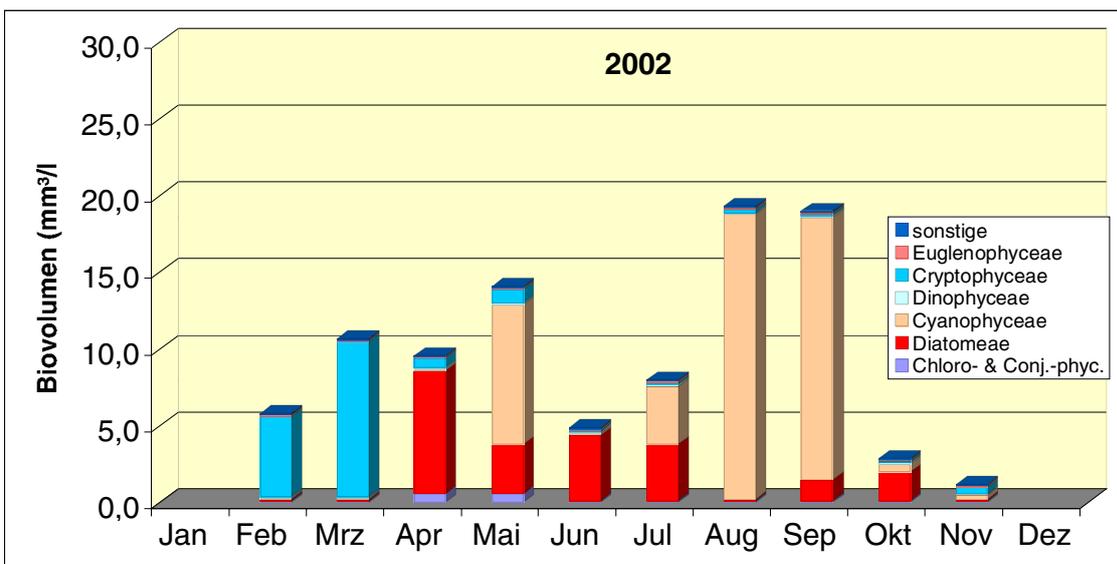
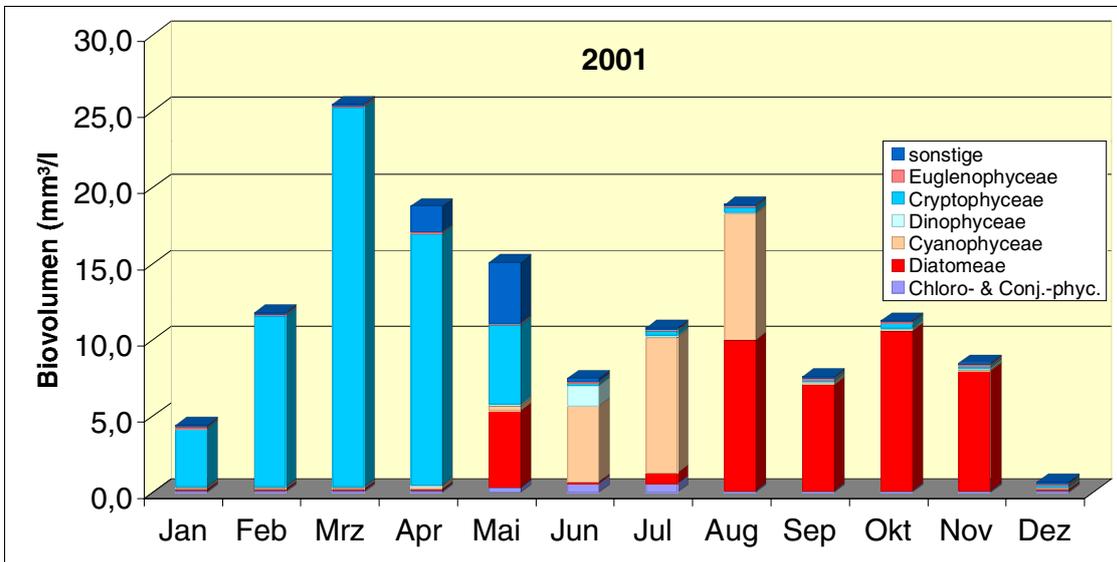
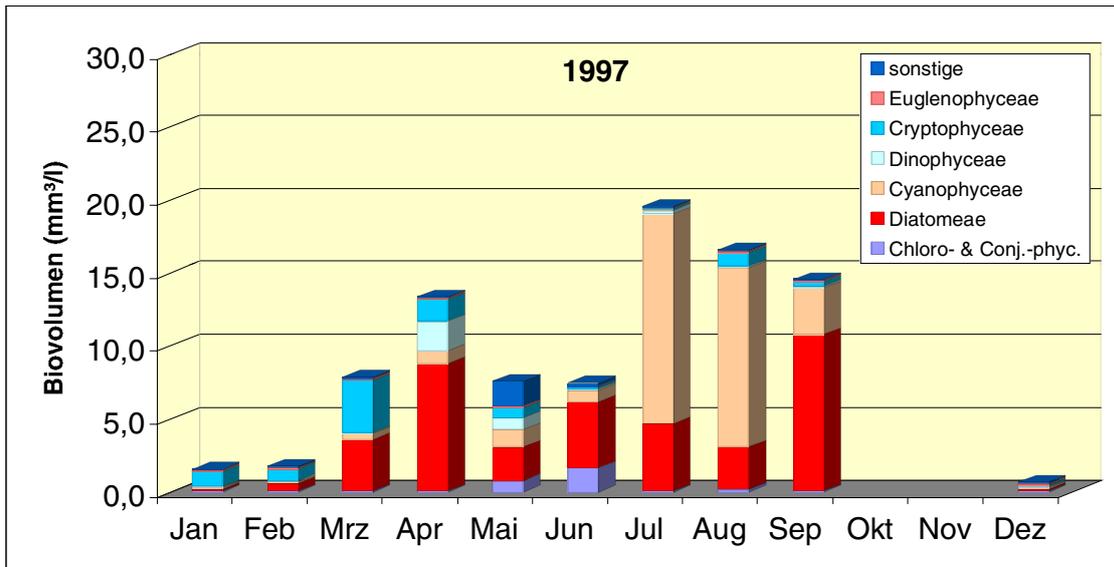


Abb. 5.3-2: Jahresgang der Phytoplanktonzusammensetzung im Kleinen Haff (Station KHM) in den Jahren 1997 (a), 2001 (b) und 2002 (c)

KHM) lagen mit 121-209 $\mu\text{g/l}$ sehr viel höher als die langjährigen Märzwerte von 40 $\mu\text{g/l}$ (Abb. 5.3-3). Die sonst im April dominanten Diatomeen (Abb. 5.3-2a) waren im April 2001 auffällig schwach vertreten. Auch im Mai entsprach die Zusammensetzung des Artenspektrums nicht dem gewohnten Erscheinungsbild. Völlig untypisch war die noch immer hohe Präsenz von Cryptophyceen (fast 20 Mio. Zellen/l) sowie der hohe Anteil von Chrysophyceen (37,5 Mio. Zellen/l). Die aktuellen Chlorophyll-a-Werte überschritten weiterhin die LMW (Abb. 5.3-3). Die im Juni für die inneren Küstengewässer ermittelten Chlorophyll-a-Konzentrationen bewegten sich zwischen 2,7 und 154 $\mu\text{g/l}$, wobei die Konzentrationsschwerpunkte in der Unterwarnow, in der Darß-Zingster Boddenkette sowie im Peenestrom zu finden waren. Im Juli und August wurden Chlorophyll-a-Werte zwischen 3,1 und 138 $\mu\text{g/l}$ erreicht. Erst im Juni waren o.g. Flagellaten aus dem Phytoplankton des Kleinen Haffs verschwunden und es begann das Wachstum fädiger Cyanobakterien der Gattungen *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Limnothrix* und *Pseudanabaena*, welches bis August mit bis zu 4,5 mm^3/l anhielt. Die im Sommer zu erwartende starke Entwicklung der zu den potenziell toxischen Cyanobakterien zählenden Gattung *Microcystis* blieb 2001 ebenfalls aus. *Microcystis* spp. erreichte ein max. Biovolumen von 1,9 mm^3/l . Dominant zeigten sich im Juli dafür ungewöhnlicherweise *Woronichinia*-Arten mit 7,7 mm^3/l . Auch im Seegebiet Greifswalder Bodden/Strelasund war diese Cyanobakterien-Gattung im August mit bis zu 2,2 mm^3/l dominant, was jedoch dem typischen Erscheinungsbild entsprach. Im September lagen die Chlorophyll-a-Konzentrationen in den inneren Seegebieten im Bereich von 1,6 bis 115 $\mu\text{g/l}$. *Coscinodiscus rothii* zeigte sich im Kleinen Haff im Sommer 2001 erst ab Ende August und war mit Biomassen zwischen 7,0 und 10,2 mm^3/l bis in den November hinein vertreten.

2002

Im Januar/Februar 2002 lagen die ermittelten Phytoplanktonbiovolumina zwischen 0,1 und 5,2 mm^3/l . Die winterlichen Chlorophyll-a-Werte bewegten sich zwischen 1,2 $\mu\text{g/l}$ in der Wismarer Bucht und 102 $\mu\text{g/l}$ in der Darßer Boddenkette, wobei es lokal zu deutlichen Überschreitungen der LMW kam (150-200 %). Ursache für die Mehrbefunde waren starke Diatomeenbestände im Greifswalder Bodden/Strelasund (*Skeletonema costatum*: 2,7 Mio. Zellen/l) und der Unterwarnow (*Diatoma elongatum*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria ulna* var. *acus*). Im Kleinen Haff war im Februar wiederum eine „Monokultur“ von *Teleaulax acuta* (5,2 mm^3/l bei 9,5 Mio. Zellen/l) anzutreffen, die bis März anhielt und dabei auf Werte von 10,1 mm^3/l bei 200 Mio. Zellen/l anstieg (Abb. 5.3-2c). Mitte April trat dann der für das Frühjahr typische Aspekt mit *Asterionella formosa* und *Diatoma elongatum* in Erscheinung. Im Kleinen Haff zeigte sich 2002 bereits ab Mai, bei seit April akut bestehendem P-Mangel, im Oberflächenwasser die beginnende sommerliche Entwicklung von *Coscinodiscus rothii* (3,2 mm^3/l). Die Kieselalge erreichte im Juni mit 4,3 mm^3/l ihren höchsten Bestand. Mit wieder ansteigenden P-Konzentrationen ging er stetig zurück. Ab Oktober war *Coscinodiscus rothii* verschwunden.

Von Juni bis August wurden in den inneren Küstengewässern Chlorophyll-a-Konzentrationen bis 179 $\mu\text{g/l}$ und Biovolumina bis 18,8 mm^3/l ermittelt. Bereits im Juni wurde in der Unterwarnow mit 11 Mio. Fäden/l (2,0 mm^3/l) ein beachtlicher Bestand an fädigen Cyanobakterien der Gattungen *Pseudanabaena*, *Limnothrix* und *Planktolyngbya* gefunden. Die potenziell toxischen Formen *Planktothrix agardhii* und *Aphanizomenon flos-aque* erreichten ein Biovolumen von 1,1 mm^3/l . Im Juli und August waren diese Arten jedoch fast vollständig wieder verschwunden. Im Seegebiet Greifswalder Bodden/Strelasund wurden mit 4,3 mm^3/l im Juli überdurchschnittliche Biovolumina ermittelt, bedingt durch das artenreiche Auftreten coccaler kolonie-

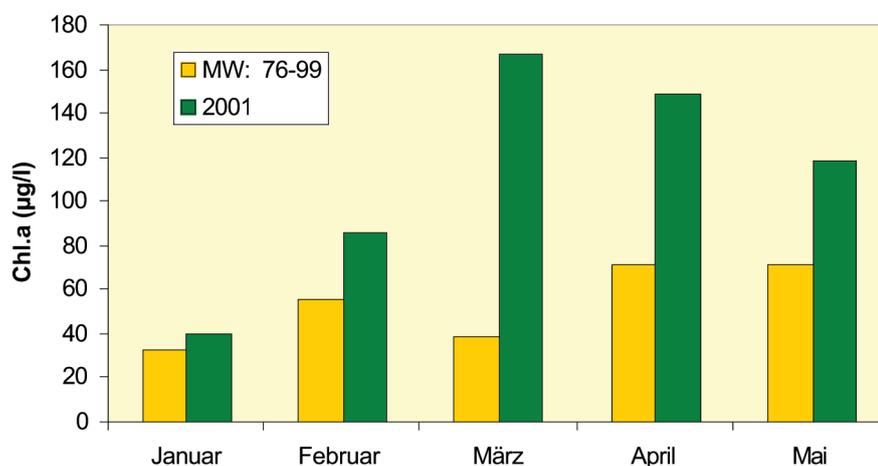


Abb. 5.3-3: Chlorophyll-a-Konzentrationen im Kleinen Haff im Winter/Frühjahr 2001 im Vergleich mit langjährigen Monatsmittelwerten.



Abb. 5.3-4: Aufräumung der Blaualge *Aphanizomenon flos-aquae* im Greifswalder Bodden

bildender Cyanobakterien der Gattungen *Woronichinia* und *Snowella* und ein hohes Aufkommen von μ -Algen (204 Mio. Zellen/l). Im August kam es zu starken Aufräumungserscheinungen von fädigen Cyanobakterien der Arten *Anabaena cf. spiroides*, *Nodularia spumigena* und *Aphanizomenon flos-aquae* (**Abb. 5.3-4**).

Die jährlich im Kleinen Haff auftretende Entwicklung von Cyanobakterien aus der Gattung *Microcystis*, die bis August auf $2,3 \text{ mm}^3/\text{l}$ anstieg, hielt sich in ihrem Wachstum im Sommer 2002 damit in Grenzen. Sowohl im Haff als auch im Peenestrom wurden bei entsprechenden Witterungsbedingungen starke Aufräumungen beobachtet. Bis **September** blieb der hochsommerliche Phytoplanktonaspekt weitgehend erhalten. Im Strelasund und im Kleinen Haff stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen und die Biovolumina unter Fortbestehen der Artenzusammensetzung noch weiter an. In der Wismarer Bucht entwickelten sich zentrische Diatomeen der Gattung *Coscinodiscus* und *Dactyliosolen fragilissimus*. In der Unterwarnow gingen die Chlorophyll-a-Werte von $28,0 \mu\text{g/l}$ im August auf $7,4 \mu\text{g/l}$ im September drastisch zurück. Im **Oktober** war an allen Messpunkten das für diese Jahreszeit bekannte Konzentrationsniveau erreicht.

Äußere Küstengewässer

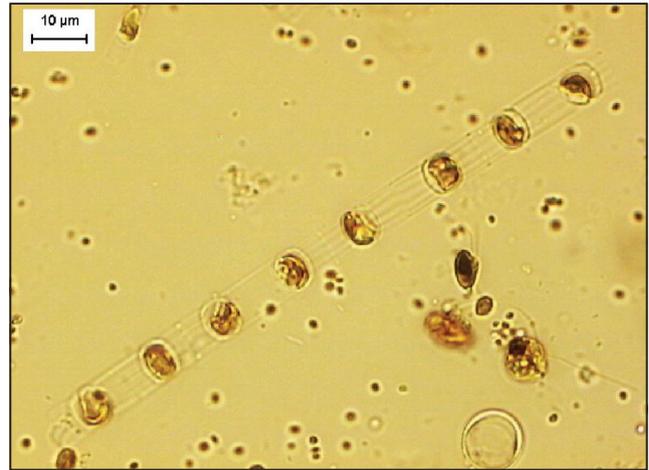
2000

In den Wintermonaten **Januar/Februar** wurden im Außenküstenbereich trotz sehr milder Witterungsbedingungen sowohl bezüglich der Phytoplanktonkonzentrationen und

Vorkommen als auch hinsichtlich der Chlorophyll-a-Konzentrationen keine Besonderheiten beobachtet. Dominant zeigten sich Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* sowie der kleine Dinoflagellat *Heterocapsa rotundata*. Bis **März** stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen aufgrund der typischen frühjährlichen Kieselalgenblüte (*Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, **Abb. 5.3-5**) erwartungsgemäß, insbesondere in den westlichen Seegebieten (Station O22; **Abb. 5.3-6a**) und weiter bis Hiddensee, kräftig an. Im östlichen Küstenbereich (östlich Saßnitz - Station O11 bis zur Pommerschen Bucht - Station OB4) blieben die Chlorophyll-Werte mit $2,1$ bzw. $15,0 \mu\text{g/l}$ und die Biovolumina mit $<0,1$ bzw. $2,1 \text{ mm}^3/\text{l}$ sowohl im März als auch im April deutlich unter den langjährigen Mittelwerten von $8,3$ bzw. $25,8 \mu\text{g/l}$ und $1,5$ bzw. $6,7 \text{ mm}^3/\text{l}$. Offensichtlich ist die hier zu erwartende Frühjahrsalgenblüte nur durch das Probenraster gefallen (**Abb. 5.3-7a**). Die Probenahmen erfolgten am 13.3.2000 und am 10.4.2000 und damit nach langjähriger Erfahrung zu früh, um das in der Regel im **April** auftretende Frühjahrsmaximum zu erfassen. Die Chlorophyll-daten des IOW vom 25.3.2000 zeigten mit einer Chlorophyll-a-Konzentration von $4,6 \mu\text{g/l}$ eine beginnende Frühjahrsblüte in der Pommerschen Bucht an, die von Kieselalgen und *Mesodinium rubrum* dominiert wurde. Im **Mai** ergaben sich, bei anhaltend warmer und sonnenscheinreicher Witterung, im Küstengebiet zwischen Fischland und Saßnitz mit $1-6 \mu\text{g/l}$ lokal stark erhöhte, in der Pommerschen Bucht (OB4) jedoch verringerte Chlorophyll-a-Konzentrationen im Vergleich mit den langjährigen Monatsmittelwerten. Entlang der gesamten Außenküste dominierten im Früh-



Thalassionema nitzschioides



Skeletonema costatum

Abb. 5.3-5: Bestandsbildner der frühjährlichen Kieselalgenblüte sind u.a. die Arten *Skeletonema costatum* und *Thalassionema nitzschioides*

sommer *Heterocapsa rotundata* neben Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis*, kleinen zentralen Diatomeen sowie unbestimmten Chrysophyceen. Hervorzuheben ist das massive Auftreten von zu den Cyanobakterien zählenden μ -Algen in der Pommerschen Bucht (OB4), mit bis zu 72 Mio. Zellen/l. An potenziell toxischen Cyanobakterien wurden insbesondere in den östlichen Seegebieten nur geringe Mengen gefunden.

Mit Ausnahme der Pommerschen Bucht entsprachen die Chlorophyll-a-Konzentrationen im **September** weitgehend den bekannten Größenordnungen. Ein extrem hoher Chlorophyll-Wert wurde mit $21,3 \mu\text{g/l}$ nördlich von Ahlbeck (OB4) gemessen. Das langjährige September-Mittel liegt bei $8,4 \mu\text{g/l}$. Dort wurden neben μ -Algen (35 Mio. Zellen/l) potenziell toxische fädige Cyanobakterien der Gattung *Planktothrix* (1,5 Mio. Fäden/l) gefunden. Ende **Oktober** waren in den westlichen Seegebieten Dinoflagellaten der Gattung *Ceratium* mit 21.000 Zellen/l vertreten. Mit fortschreitender Jahreszeit wurden in zunehmendem Maße wieder Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* sowie Flagellaten der Gattung *Pyramimonas* gefunden.

2001

In den Wintermonaten **Januar/Februar** 2001 wurden entlang der gesamten Außenküste des Landes M-V bei milder Witterung und überdurchschnittlichen Wassertemperaturen vielfach erhöhte Chlorophyll-a-Konzentrationen beobachtet (**Abb. 5.3-6b**). Extrem hohe Chlorophyll-a-Konzentrationen wurden im Februar in den östlichen Seegebieten an der Station O133 (Greifswalder Oie) mit $11,0 \mu\text{g/l}$ (500 %) und in der Pommerschen Bucht (OB4) mit $19,6 \mu\text{g/l}$ (700 %) gemessen. Dominant traten wie im Vorjahr Cryptophyceen der Gattungen *Teleaulax* und *Plagioselmis* auf sowie die kleine Dinophycee *Heterocapsa rotundata*. Erwähnenswert ist das massive Vorkommen von *Teleaulax acuta* in der Pommerschen Bucht (**Abb. 5.3-7b**) mit 7 Mio.

Zellen/l ($2,8 \text{ mm}^3/\text{l}$) – ein neues Maximum in der Reihe 1976-1999 der langjährig ermittelten Biovolumina. Anfang **März** zeigte sich in den westlichen Seegebieten bei extrem verringerten Silikat-Konzentrationen eine intensive Diatomeenentwicklung von *Chaetoceros*-Arten ($4,0 \text{ mm}^3/\text{l}$) sowie *Thalassiosira nordenskjöldii* ($1,2 \text{ mm}^3/\text{l}$) und *Thalassionema nitzschioides* ($0,1 \text{ mm}^3/\text{l}$). Das zu diesem Zeitpunkt an der Station O22 gemessene Gesamtbiovolumen von $5,2 \text{ mm}^3/\text{l}$ stellt in der langjährigen Reihe der Monatsmittelwerte ebenfalls ein neues Maximum dar (**Abb. 5.3-6b**). Die in Abb. 5.3-6b nicht einbezogene IOW-Messreihe von der Station O22 zeigte am 14.3.2001 ein Phytoplankton-Biovolumen von fast $8 \text{ mm}^3/\text{l}$. Damit liegt die Intensität der Frühjahrsblüte in der Lübecker Bucht im selben Bereich wie im Jahre 2000. Im März wurde an der Station O11 eine starke Entwicklung von *Skeletonema costatum* festgestellt (20 Mio. Zellen/l, $3,1 \text{ mm}^3/\text{l}$, ein neuer Extremwert in der Messreihe seit 1988).

Im **April** erstreckte sich die Population von *Skeletonema costatum* mit ansteigenden Zellzahlen von nordwestlich Hiddensee ($0,5$ Mio. Zellen/l) über die Region Saßnitz ($16,5$ Mio. Zellen/l) bis in die Pommersche Bucht (15 Mio. Zellen/l) hinein (vgl. **Abb. 5.3-7b**). Im **Mai** zeigte sich an der Station OB4 eine Chlorophyll-a-Konzentration von $43,2 \mu\text{g/l}$, die fast dem 3-fachen des LMW entspricht. Im **Juni** wurden entlang der gesamten Außenküste neben wenigen Dinophyceen (*Gymnodinium*, *Heterocapsa*) nicht näher bestimmte Chrysophyceen (bis zu $4,6$ Mio. Zellen/l) registriert.

Potenziell toxische Cyanobakterien wurden im **Juli/August** nur in geringem Umfang und regional begrenzt (westlich der Darsser Schwelle, mit maximal $0,4 \text{ mm}^3/\text{l}$) beobachtet. Dagegen traten im August/September in der Pommerschen Bucht (**Abb. 5.3-7b**) die Cyanobakterien *Anabaena cf. spiroides* und *Woronichinia spp.* neben diversen *Scenedesmus*-Arten und kleinen zentralen Diatomeen

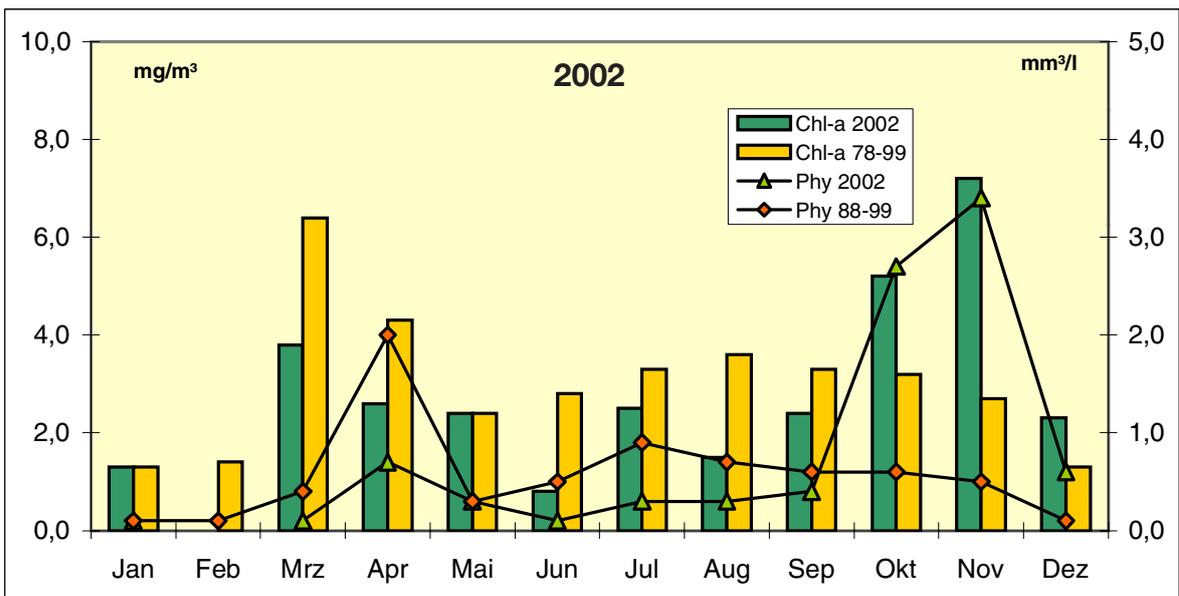
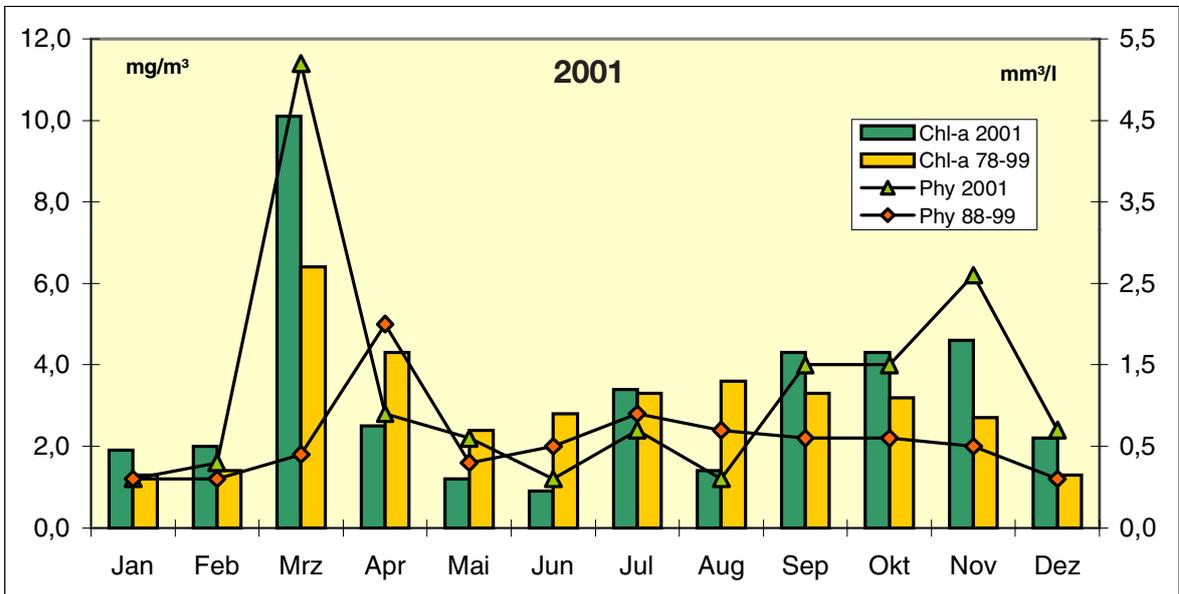
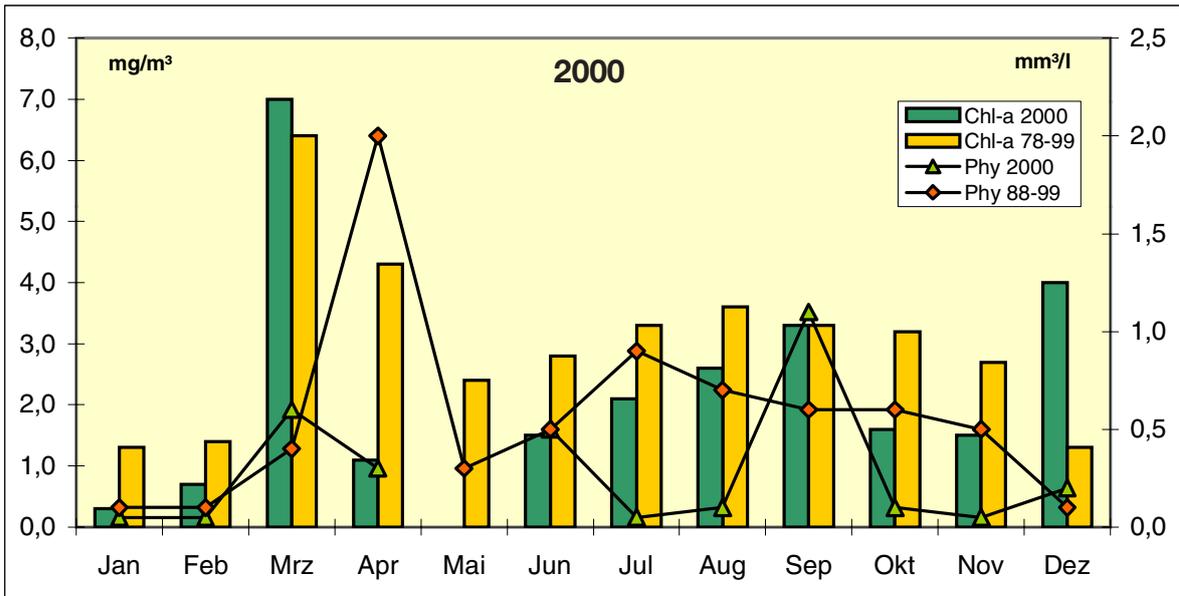


Abb. 5.3-6: Jahresverlauf der Chlorophyll-a-Konzentration und des Phytoplankton-Biovolumens in den Jahren 2000 (a), 2001 (b), und 2002 (c) im Vergleich mit langjährigen Monatsmitteln in der Lübecker Bucht (Station O22)

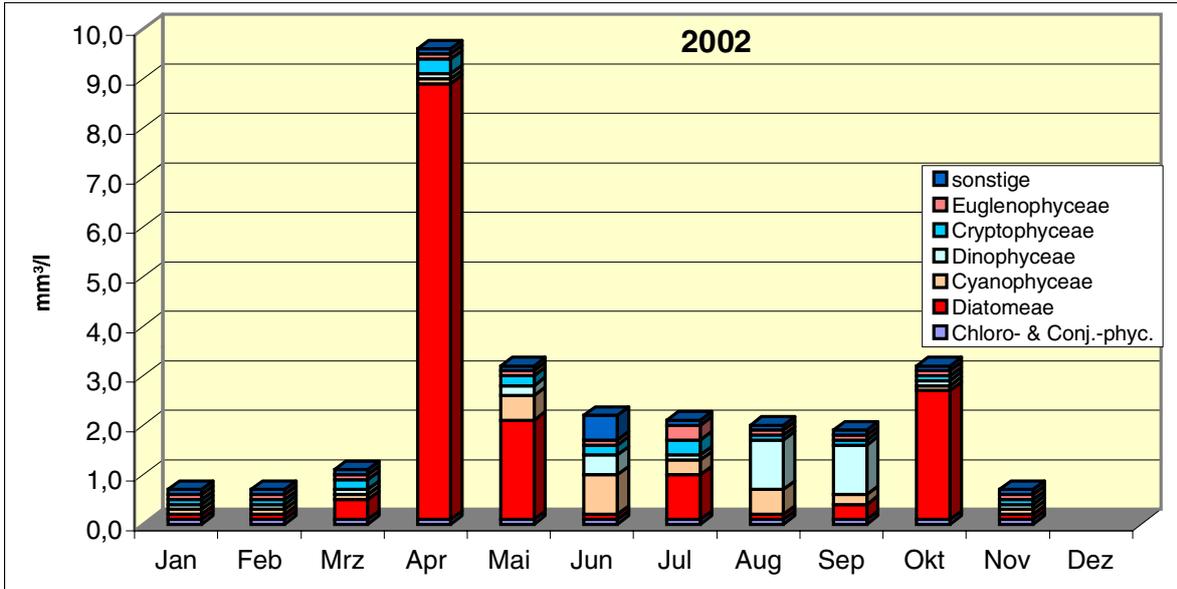
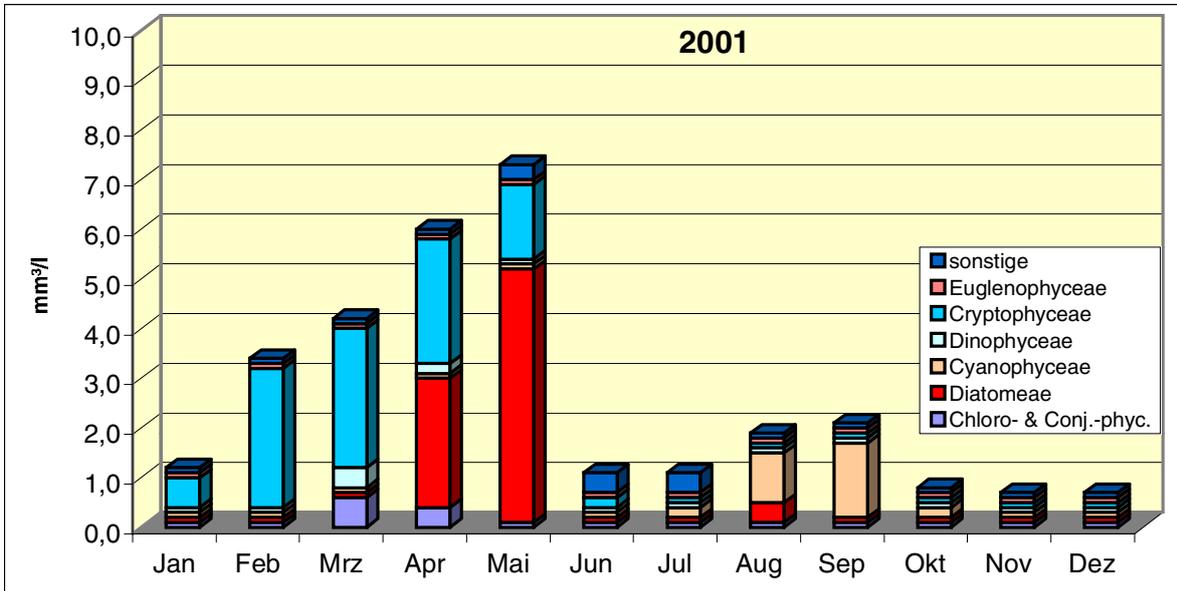
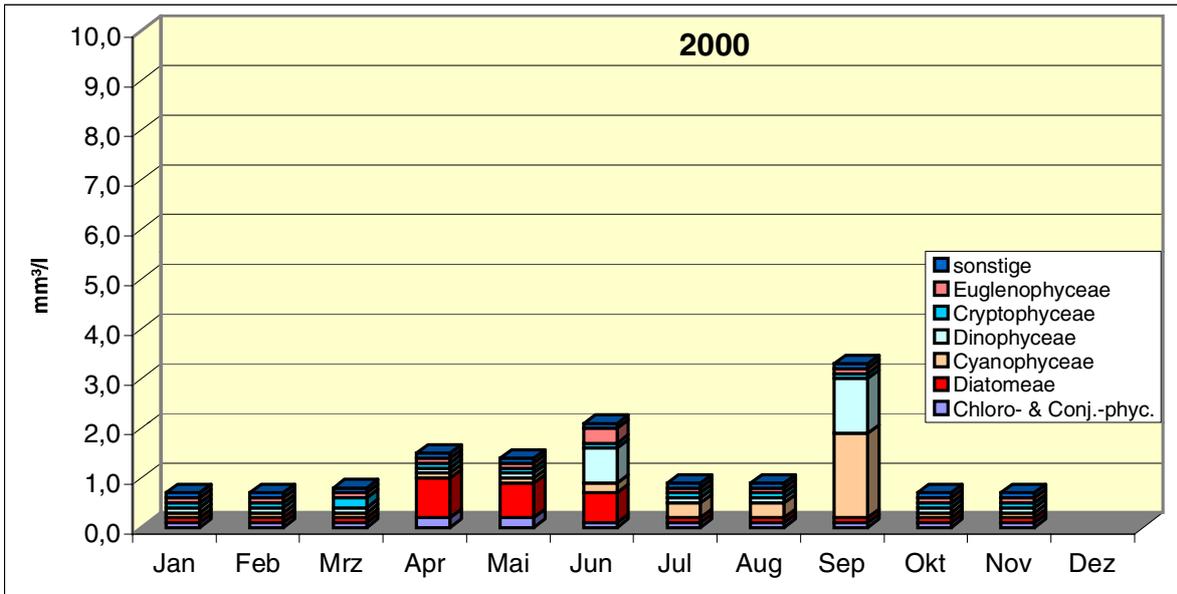


Abb. 5.3-7: Jahressgang der Phytoplanktonzusammensetzung in der Pommerschen Bucht (Station OB4) in den Jahren 2000 (a), 2001 (b) und 2002 (c)

dominant in Erscheinung. Im **September** war neben dem typisch spätsommerlichen Aufkommen verschiedener Dinophyceenarten der Gattung *Ceratium* (1,2 mm³/l) westlich von Boltenhagen eine kleine Blüte von *Dactyliosolen fragilissimus* zu beobachten. Während in der Pommerschen Bucht, im Greifswalder Bodden und im Strelasund im **Oktober** noch die Blaualge der Gattung *Woronichinia* dominierte, war an der westlichen Außenküste (O22, O5) *Ceratium tripos* (1,0 - 2,1 mm³/l) bis in den November hinein präsent. In der östlichen Region (O11) wurde in der Zeit von **Oktober/November** ein kleines Vorkommen von *Coscinodiscus sp.* (1,6 mm³/l) registriert.

2002

Wie schon im Vorjahr, dominierten in den Wintermonaten **Januar/Februar** 2002 *Teleaulax acuta*, *Plagioselmis prolonga*, *Hemiselmis virescens* und *Heterocapsa rotundata*. Während sich an der Station O22 in der Mecklenburger Bucht das frühjährliche Maximum der Chlorophyll-a-Konzentration wiederum im **März** zeigte (Abb. 5.3-6c), stiegen die Werte an zahlreichen anderen Messpunkten entlang der Außenküste, insbesondere im Bereich der Stationen O5 bis O7 sowie an O10 und O14, bis **April** weiter an, und erreichten mit Konzentrationen zwischen 2,5 und 33,2 µg/l augenscheinlich erst zu diesem Zeitpunkt das Frühjahrsmaximum. Dabei zeigten sich die aktuell gemessenen Chlorophyll-a-Werte im Vergleich zu den langjährigen Monatswerten vielfach stark erhöht, einhergehend mit lokal deutlich über dem Durchschnitt liegenden Wassertemperaturen und relativ niedrigen Salzgehalten. So wurde am Messpunkt Warnemünde (O5) mit 14,1 µg/l ein neues Chlorophyll-a-Maximum in der langjährigen Messreihe seit 1977 registriert. Der bisherig bekannte Maximalwert lag bei 6,4 µg/l (1986). Die zwischen Boltenhagen und Warnemünde aufgetretenen überaus geringen Silikatkonzentrationen korrelierten mit der starken Entwicklung der Kieselalge *Skeletonema costatum* mit Biovolumina bis zu 4,4 mm³/l. In den östlichen Seegebieten waren die typi-

schen Frühjahrsblüher *Asterionella formosa* und *Diatoma elongatum* mit Werten bis zu 8,3 mm³/l dominant. In den Sommermonaten **Juni bis August** stiegen die Chlorophyll-a-Konzentrationen in den westlichen Seegebieten zwischen Boltenhagen und Hiddensee im Zeitraum von Juni zu Juli kräftig an. In den östlichen Küstenabschnitten zwischen Sassnitz und Ahlbeck (Pommersche Bucht) war dieser Zuwachs an Chlorophyll-a erst von Juli zu August zu beobachten. Potenziell toxische Cyanobakterien wie *Aphanizomenon flos-aquae* und *Nodularia spumigena* (Abb. 5.3-8) traten an der gesamten Außenküste sporadisch auf. Schon im Juni wurden nördlich Rügens die typischen Algenteppiche beobachtet.

In der Lübecker Bucht (O22) wurde im Juli/August eine Blüte von *Dactyliosolen fragilissimus* (1,7 Mio Zellen/l) registriert. Vor Warnemünde (O5) wurde daneben die potenziell toxische Diatomee *Pseudonitzschia pungens* (154.000 Zellen/l) gefunden. Der hochsommerliche Phytoplanktonaspekt wurde im Gegensatz zum Vorjahr durch das Aufkommen der ebenfalls zu den potenziell toxischen Planktern zählenden Dinophyceen *Prorocentrum micans* und *P. minimum* bestimmt (1,0 mm³/l, August, OB4).

Mit der herbstlichen Entwicklung von *Ceratium fusus*, *Ceratium tripos* und zentrischen Diatomeen der Gattung *Coscinodiscus*, kam es insbesondere in den westlichen Seegebieten im Oktober noch einmal zu einem deutlichen Anstieg der Chlorophyll-Werte (Station O22: 5,2 µg/l, Abb. 5.3-6c). In der Pommerschen Bucht sanken die Werte dagegen schnell ab (7,4 µg/l). Die Phytoplanktonbiovolumina lagen zwischen <0,1 mm³/l (O5 vor Warnemünde) und 3,0 mm³/l (O11 vor Sassnitz), wobei der typische winterlichen Phytoplanktonbestand kleiner Cryptophyceen auftrat.



Aphanizomenon flos-aquae



Nodularia spumigena

Abb. 5.3-8: Potenziell toxische Cyanobakterien wie *Aphanizomenon flos-aquae* und *Nodularia spumigena* in der Pommerschen Bucht

5.3.2 Makrophytobenthos

Das Makrophytobenthos umfasst den Teil der Großalgen und Blütenpflanzen, die am Meeresboden siedeln. Sie eignen sich als Indikator für den Zustand der Meeresumwelt. Systematische Untersuchungen von einzelnen Arten oder Pflanzengemeinschaften können Aufschluss über negative Veränderungen der Küstengewässer geben. Sehr empfindlich reagiert die Unterwasservegetation auf hohe Nährstoffeinträge. Die damit verbundene höhere Trübung der Wassersäule durch das Phytoplankton führt zu einer Verschlechterung des Unterwasserlichtklimas und damit zu einer Verkleinerung des besiedelbaren Lebensraumes. Ein besonders deutliches Anzeichen ist die Verdrängung der Großalgen und Blütenpflanzen aus den tieferen Bodenbereichen in die Flachwasserzonen der Küstengewässer, wie verschiedene Untersuchungen in der Ostsee und den Küstengewässern belegen (GEISEL 1986, SCHRAMM 1996). Für die Makrophyten sind die besiedlungsbestimmenden Umweltfaktoren der nach Osten hin abnehmende Salzgehalt und das Lichtklima, d.h. die Zusammensetzung und Eindringtiefe des für Pflanzen nutzbaren Lichtanteils, des weiteren die Substratverhältnisse und der Grad der Exposition. Die Exposition als Summe von hydrodynamischen Faktoren wie Strömung, Wellenbewegung, Eisbildung/Eisgang etc. kann in Form von mechanischer Beanspruchung destruktiv auf die Pflanzenbestände wirken und verändert zudem auch die Sedimentdynamik und Substratzusammensetzung.

Dieser Beitrag zum Makrophytobenthos basiert im Wesentlichen auf Untersuchungen, die von MARILIM-Gewässeruntersuchung Kiel im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie durchgeführt wurden (MEYER et al. 2000, 2001, 2002, **Anlagen 5-12a bis c**).

Das Makrophytenmonitoring wurde im Berichtszeitraum an den 6 Transekten Klützhöved, Meschendorf, Zingst, Arkona, Sassnitz und Göhren durchgeführt. Es wurden zwei sich ergänzende Probenahmeverfahren angewandt. Die Transekte wurden zuerst von etwa 2 m Wassertiefe bis zur unteren Verbreitungsgrenze festgewachsener Makrophyten mit einem schiffsgeführten Unterwasser-Videosystem abgefahren. Dies diente dazu, einen Überblick über die Ausbreitung der Makrophytenbestände zu bekommen. Anschließend fand in 2, 4, 6, 8 und 10 m Wassertiefe eine Probenahme durch Taucher statt, um eine Aussage über das Artenspektrum des Makrophytobenthos treffen zu können. Im Berichtszeitraum 2000-2002 wurden im Untersuchungsgebiet 27 Arten bzw. Artengruppen (Taxa) gefunden, wobei 15 Arten in allen drei Jahren auftraten, 4 Arten in 2 Jahren und 8 Arten nur in einem Jahr gefunden wurden (**Anlage 5-12a-c**). Es dominierten die Rotalgenalgen vor den Vertretern der Grün- und Braunalgen. Als einzige Blütenpflanze trat das Seegras *Zostera marina* auf.

Mit Ausnahme von Arkona hatten sich die Artenzahlen der Transekte im Jahr 2000 im Vergleich zu 1999 nur geringfügig verändert. Insgesamt wurden 17 Pflanzenarten im Untersuchungsgebiet gefunden, 1 Braunalgenart, 3 Grünalgenarten, 13 Rotalgenarten sowie das Seegras *Zostera marina*. Nach dem Jahr 1998, mit der bisher höchsten Artenzahl auf den Transekten Klützhöved, Meschendorf, Arkona und Sassnitz, hat sich die Artenzahl seit 1998 stetig verringert (20 Arten 1999, 29 Arten 1998). Eine Erholung der mehrjährigen Braunalgenbestände, insbesondere des Blasentang *Fucus vesiculosus* und des Zuckertangs *Laminaria saccharina* hatte nicht stattgefunden. In dieser Algenklasse wurde nur die Art *Pilayella littoralis* (**Abb. 5.3-9**) beobachtet. Diese einjährige Alge ist Hauptbestandteil der Driftalgenmatten, die in diesem Jahr aber lediglich auf dem Transekt Klützhöved vorhanden waren.

Die Algenbiomasse war im Jahr 2000 an allen Transekten sehr gering. Dadurch konnte an einigen Dauertransekten in bestimmten Tiefenstufen keine oder nur eine qualitative Probenahme durchgeführt werden (z.B. Zingst, Arkona). Am Kap Arkona fanden im Jahr 2000 wieder starke Sedimentumlagerungen statt, die zum Zusammenbruch des Pflanzenbestandes führten. Weder bei den Seegraswiesen noch bei den mehrjährigen Rotalgenbeständen (**Abb. 5.3-10**) konnte eine Verschiebung der Tiefengrenzen ermittelt werden.



Abb. 5.3-9: Seegras mit Braunalge *Pilayella littoralis* (Klützhöved 4m, 2000)



Abb. 5.3-10: Rotalgen mit Seesternen auf Harts substrat (Klützhöved 10m, 2000)

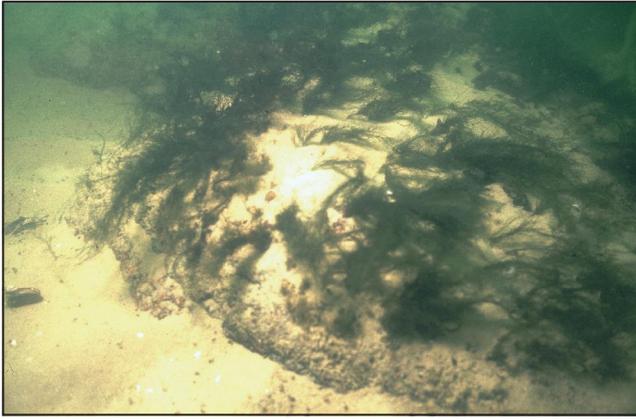


Abb. 5.3-11: fädige Grünalge *Cladophora* sp.
(Göhren 6m, 2001)



Abb. 5.3-12: dicht mit Miesmuscheln und einigen Rotalgen bewachsener Stein (Göhren 6m, 2001)

Im Vergleich zum Vorjahr nahm im Jahr **2001** die Artenzahl an allen Transekten wieder leicht zu. Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 22 Pflanzenarten bzw.-gruppen angetroffen, 3 Braunalgenarten, 2 Grünalgenarten, 16 Rotalgenarten sowie das Seegras *Zostera marina*. Damit hat sich die Diversität im Untersuchungsgebiet seit 1998 das erste Mal wieder erhöht. Der Bestand fädiger Algen wie der Rotalge *Ceramium nodulosum* und der Braunalge *Pilayella littoralis* nahm zu. Insgesamt aber blieb die Abundanz der Algen an allen Transekten gering. Die mehrjährigen Brauntange *Fucus vesiculosus* und *Laminaria saccharina* wurden nicht gefunden. Bei den unteren Verbreitungsgrenzen ergaben sich weder in den Rotalgengemeinschaften noch in den Seegraswiesen Veränderungen. Eine Ausnahme ist der Transekt Göhren. Hier wurden in 6 m Tiefe das erste Mal seit 1996 wieder festgewachsene Makrophyten angetroffen (**Abb. 5.3-11 und -12**).

Insgesamt wurden im Jahr **2002** im Untersuchungsgebiet 21 Pflanzenarten bzw.-gruppen angetroffen, 2 Braunalgenarten, 4 Grünalgenarten, 14 Rotalgenarten und das Seegras *Zostera marina*. Damit blieb die Diversität im Untersuchungsgebiet im Vergleich zum Vorjahr annähernd konstant. Deutliche Einbrüche in den Artenzahlen gab es an den Transekten Arkona und Göhren. In Arkona wurden nur

drei Arten gefunden (2001: 9 Arten), in Göhren war sogar überhaupt kein Makrophytenbewuchs vorhanden (2001: 9 Arten). An beiden Transekten sind vermutlich das mangelnde Hartsubstrat, bedingt durch Sedimentumlagerungen, der Grund für das Fehlen der Makrophyten. Der Bestand fädiger Algen wie z. B. Rotalgen der Gattung *Ceramium* war auch in diesem Jahr sehr hoch. Insgesamt blieb die Abundanz der Algen an allen Transekten gering. Die mehrjährigen Brauntange *Fucus vesiculosus* und *Laminaria saccharina* wurden wie 2000 und 2001 nicht beobachtet. Bei den unteren Verbreitungsgrenzen ergaben sich für die Rotalgengemeinschaften und die Seegraswiesen keine bedeutenden Veränderungen. Eine Ausnahme bildete der Transekt Göhren, der in diesem Jahr keinerlei Makrophytenbewuchs aufwies. Insgesamt wurden zudem deutlich weniger Driftalgen gefunden.

Ergebnisse 2002

Dauertransekt Klützhöved

Auf diesem Transekt bestand das Substrat im Flachwasserbereich aus feinem Sand, auf dem sich nur Seegras und Miesmuscheln ansiedelten. Bis in eine Tiefe von 4-5 m war eine Seegraswiese ausgebildet. Im Vergleich zum Vorjahr erreichte das Seegras *Zostera marina* etwas geringere Dichten (**Abb. 5.3-14**). In 2-3 m Wassertiefe waren z. T. etwa 75 % des sandigen Untergrundes mit *Zostera*-Pflanzen bewachsen. Ab 5 m Wassertiefe war auf dem Video kein *Zostera*-Bewuchs mehr zu erkennen, in den Proben wurden einzelne Pflanzen bis in 6 m Tiefe gefunden. Im Gegensatz zu den Vorjahren, in denen große Matten aus Driftalgen (vor allem *Pylaiella littoralis*) zwischen den Seegrashorsten und an Miesmuschelklumpen gefunden wurden (**Abb. 5.3-13**), war der Anteil an Driftalgen in diesem Jahr äußerst gering.

Pylaiella littoralis kam lediglich in 10 m Tiefe mit einer relativen Abundanz von nur 0,01 % vor. In den Proben des letzten Jahres war diese fädige Braunalge bis in eine Tiefe von 8 m dominant. Unterhalb der Seegraswiese lag zunehmend Geröll und größere Steine, auf denen sich eine mehrjährige Rotalgengemeinschaft ausgebildet hatte. In 6 m Tiefe wurden zumeist fädige Formen angetroffen, insbesondere *Polysiphonia fucoides* sowie *Ceramium*-Spezies und *Cystoclonium purpureum*, aber auch blättrige Arten wie *Delesseria sanguinea* oder *Phyllophora* spp.. In 8 m Tiefe konnten mit *Polysiphonia fucoides* und *Ceramium nodulosum* lediglich 2 Arten nachgewiesen werden. In 10 m Tiefe dominierten *Delesseria sanguinea*, *Polysiphonia fucoides* und *Phyllophora* spp.. Grünalgen wurden in diesem Jahr nur in 6 m Tiefe gefunden, dabei handelte es sich um *Cladophora* spp. und *Chaetomorpha melagonium*. In allen Tiefenstufen kamen massenhaft junge Miesmuscheln vor. Die Bewuchsmengen waren in diesem Jahr sehr gering, daher war in 2, 6 und 8 m Wassertiefe nur eine qualitative

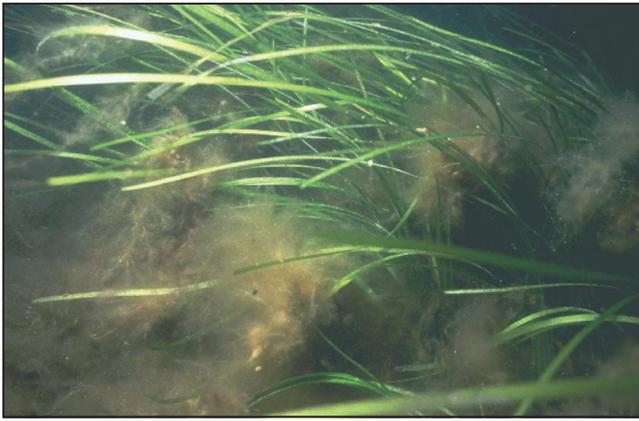


Abb. 5.3-13: Seegrass mit Braunalge *Pilayella littoralis*
(Klützhöved 2m, 2001)



Abb. 5.3-14: Seegrass in geringer Dichte
(Klützhöved 2m, 2002)

Probenahme möglich. Vor allem der Anteil an Driftalgen hatte im Vergleich zu den Vorjahren deutlich abgenommen. Insgesamt wurden auf dem Transekt in diesem Jahr 15 Makrophytenarten angetroffen, eine Art weniger als im Vorjahr. Damit war Klützhöved weiterhin der artenreichste Transekt an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns.

Dauertransekt Meschendorf

Der Untergrund am Transekt Meschendorf besteht aus sandigem Sediment, auf dem große Steine und lose Miesmuschelklumpen liegen. Durch die exponierte Lage des Transekts kommt es besonders in den flachen Bereichen immer wieder zu Sedimentumlagerungen, so dass hier in manchen Jahren die Steine völlig mit Sand bedeckt sein können. In diesem Jahr waren auf den Video- und Photoaufnahmen abwechselnd sandige und steinige Bereiche zu erkennen. Wieder freigespülte Steine werden schnell von Miesmuscheln und verschiedenen Algenarten besiedelt. Durch die jährlich wechselnden Substratverhältnisse sind dabei opportunistische Formen wie einjährige Grün- und Braunalgen oder fädige Rotalgen begünstigt, während langsam wachsende mehrjährige Algen sich im flachen Wasser nicht dauerhaft ansiedeln können (Abb. 5.3-15). Auch in größeren Tiefen ist die ab etwa 4 m Wassertiefe auftretende Rotalgen-Miesmuschel-Gesellschaft in Meschendorf eher

durch schnellwüchsige fädige als durch blättrige Rhodophyceen-Arten charakterisiert. Mehrjährige Formen wie die blättrige Art *Phyllophora* spp. oder auch die knorpelige *Furcellaria lumbricalis* kamen zwar in tieferem Wasser vor, erreichten aber auch dort nur sehr geringe Dichten, da sie den Miesmuscheln im Konkurrenzkampf um das seltener werdende primäre Hartsubstrat unterliegen. Stattdessen prägten fädige Gattungen wie *Ceramium* und *Polysiphonia* das Bild, da diese Arten auch die lose auf dem Sandboden liegenden Muschelklumpen bewachsen können. In den größeren Wassertiefen war, wie schon in den vergangenen Jahren, die mehrjährige *Ceramium nodulosum* (Abb. 5.3-16) die häufigste Art.

Diaphanoide Ceramien waren dagegen vor allem in 4 m Tiefe von Bedeutung. *Polysiphonia*-Arten waren in geringeren Mengen vorhanden als im Vorjahr. Mit *Polysiphonia elongata*, *Polysiphonia fibrillosa*, *Polysiphonia fucoides* und *Polysiphonia stricta* waren in diesem Jahr vier Arten dieser Gattung vertreten. Die Feinalge *Aglaothamnion byssoides* kam auch in diesem Jahr vor, ihre höchste Abundanz erreichte sie in 4 m Tiefe mit 9,3 %. Auch die sehr ähnliche Art *Callithamnion corymbosum* wurde in 6 m Wassertiefe gefunden. Vereinzelt wurde in den letzten



Abb. 5.3-15: sandige Bereiche mit wenigen Makrophyten prägen das Bild im Flachwasser
(Meschendorf 2m)

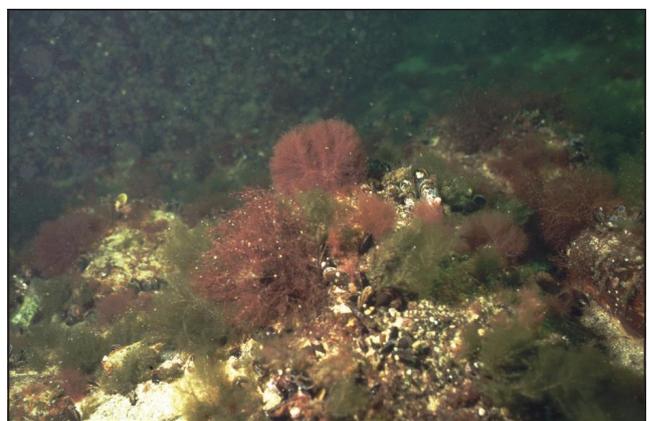


Abb. 5.3-16: Rotalgen wie *Ceramium nodulosum* sind dominant in 6m Tiefe (Meschendorf 6m)

Jahren auch *Zostera marina* auf dem Transekt Meschendorf gefunden. In den vergangenen Jahren war es meist auf Fotos oder, wie im Vorjahr, auch auf dem Video zu erkennen, in diesem Jahr tritt jedoch weder in den Proben noch auf dem Videotransekt Seegras auf. Unter den auf diesem Transekt vorkommenden Arten befanden sich in diesem Jahr keine Braunalgen. Grünalgen der Gattungen *Cladophora* und *Enteromorpha* kamen dagegen wieder vor. *Cladophora* sp. wächst in 6-10 m Tiefe, die höchsten Abundanzen wurden in 8 m Tiefe erreicht (19,8 %). *Enteromorpha* cf. *intestinalis* wurde nur in einer Wassertiefe von 2 m gefunden. Außerdem kam in 2 m Tiefe auch die fädige Grünalge *Chaetomorpha linum* vor. Das mehrjährige Seegras pflanzte sich in den vergangenen Jahren erfolgreich in Meschendorf fort. In verschiedenen Jahren wurden neben samentragenden Exemplaren auch immer wieder einzelne Jungpflanzen angetroffen. Trotzdem wird *Zostera marina* im Flachwasserbereich langfristig keine größeren Bestände bilden können, da es sich weniger durch Samen als durch vegetatives Rhizomwachstum verbreitet. Letzteres aber wird durch die Instabilität des Substrates unterbunden. Dies ist vermutlich auch der Grund für das Fehlen der Art in diesem Jahr. Mit insgesamt 13 auftretenden Taxa gehörte Meschendorf wie in den Vorjahren zu den artenreichsten Transekten im Untersuchungsgebiet. Es wurde eine ähnlich hohe Diversität erreicht wie 1998 und 2001, wo 15 bzw. 14 Arten vorkamen, während in den Jahren vor 1998 sowie 1999 und 2000 nur zwischen 8 und 11 Arten gefunden wurden.

Dauertransekt Zingst

Charakteristisch für diesen Transekt ist eine Seegrasswiese, die sich auf einem sehr flach abfallenden Untergrund über mehrere Kilometer hinweg erstreckt. Einzelne Pflanzen von *Zostera marina* traten auf dem feinsandigen Substrat ab einer Tiefe von etwa 2 m auf (**Abb. 5.3-17**). Die größten Dichten wurden in etwa 6 m Wassertiefe erreicht, aber es sind auch noch Exemplare bis in etwa 8 m Tiefe zu finden.

Zwischen den Seegrashorsten lagen vereinzelt Klumpen von *Mytilus edulis* lose auf den Sediment. Auf den Seegrashalmen und Miesmuschelklumpen siedelten verschiedene filamentöse Algen, die, einmal losgelöst von ihrem Substrat, leicht verdriftet werden können. Büschel der einjährigen Braunalge *Pylaiella littoralis* sammelten sich in Senken, verfrachten sich an Seegräsern oder Muschelklumpen und können zu dichten Matten zusammengetrieben werden. Auch epiphytische Rotalgen, Ceramien und *Poly-siphonia fucoides*, waren Bestandteil dieser Matten, hatten aber nur einen sehr geringen Anteil an der Gesamtmasse. Insgesamt war die Makrophytenmenge im Jahr 2002 gering. Daher war in 2, 8 und 10 m Wassertiefe nur eine qualitative Probenahme möglich. Mehrjährige epilithische Arten, die an anderen Transekten selbst das Substrat für epiphytische Arten bilden und als solche z. B. ein wichtiger Bestandteil von Rotalgen-Miesmuschel-Gemeinschaften



Abb. 5.3-17: einzelne Seegraspflanzen und die Driftalge *Pylaiella littoralis* in 4m Tiefe (Zingst 4m)

sind, kommen in Zingst nicht vor. Mit Ausnahme der Seegrashalme und Miesmuschelklumpen steht für Makroalgen kein geeignetes Substrat zur Verfügung, da Steine auf diesem Transekt fehlen. Die Artenzahl ist im Vergleich zu den anderen Transekten dementsprechend gering. Es wurden nur 8 Pflanzenarten gefunden.

Dauertransekt Arkona

Dieser Transekt ist durch seine exponierte geographische Lage am Kap Arkona geprägt. Abhängig von den saisonalen Wind- und Wetterbedingungen führen starke Wasserströmungen zu häufigen Sedimentumlagerungen auf dem gesamten Transekt, so dass in manchen Jahren die den Untergrund bildenden Geröllfelder völlig mit Sand bedeckt und in anderen Jahren wiederum teilweise oder ganz freigespült sein können. Die jährlichen Änderungen in der Substratverfügbarkeit spiegeln sich deutlich in der Artendiversität wider. Schwankungen zwischen 4 und 13 Arten seit Beginn des Monitoring 1995 weisen hier auf eine extrem instabile Lebensgemeinschaft hin. Schnellwüchsige Erstbesiedler – einjährige fädige Algenarten wie z. B. *Cladophora* sp. oder auch diaphanoide Ceramien – werden favorisiert, während z. B. ausdauernde epilithische Arten langfristig keinen geeigneten Siedlungsgrund finden bzw. in der Konkurrenz um Hartsubstrat den Miesmuscheln unterliegen. Im Jahr 2000 stand durch die Sandbedeckung bis in eine Tiefe von 6 m kein geeignetes Hartsubstrat für einen Algenbewuchs zur Verfügung. Mit nur 4 in den größeren Wassertiefen vorkommenden Taxa war Arkona 2000 daher der artenärmste Transekt. 2001 dagegen waren die Steine zum Teil wieder freigelegt, so dass auch in den geringeren Wassertiefen festgewachsene Makroalgen auftraten. Insgesamt kamen im Vorjahr 9 Arten vor. Im Untersuchungsjahr 2002 wurden dagegen nur 3 Arten gefunden. Dies ist die geringste Artenzahl in diesem Transekt seit Beginn des Monitorings 1995. Die Algenmenge war so gering, dass in 2 und 4 m Wassertiefe überhaupt keine Proben genommen werden konnten und in den anderen Tiefenstufen lediglich eine qualitative Probenahme möglich war. Fädige Rotalgen der Gattung *Ceramium* (*Ceramium nodulosum* und diaphanoide Ceramien) kamen in 6, 8

und 10 m Tiefe vor, in 8 m Tiefe wurde zusätzlich *Poly-siphonia fucoides* in den Proben gefunden. Grün- oder Braunalgen traten nicht auf.

Dauertransekt Sassnitz

Im Vergleich zum Kap Arkona liegt dieser Transekt geschützter und bietet Makrophyten daher wesentlich stabilere Lebensbedingungen. Der Boden ist überwiegend mit Sand bedeckt, das Hartsubstrat besteht aus größeren Steinen und Felsbrocken. Es kann auch hier zu kleinen Sedimentumlagerungen kommen, aber diese beschränken sich eher auf die größeren Wassertiefen und haben nicht so einschneidende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft. Trotz Einsedimentierung schauen oft noch die Oberseiten der Steine aus dem Sediment heraus und sind dann meist völlig mit Miesmuscheln bedeckt. Fädige Makrophyten wie *Ceramium nodulosum* oder diaphanoide Ceramien vermögen auf diesen als sekundärem Substrat zu siedeln, während langsam wachsende epilithische Arten wie *Furcellaria lumbricalis* oder auch *Phyllophora* spp. mit den Miesmuscheln um primäres Substrat konkurrieren müssen. Der Bestand an *Phyllophora* spp. hat in den vergangenen Jahren stark abgenommen. Im Jahr 2002 traten in 4 und 10 m Tiefe vereinzelte Exemplare auf. Im Flachwasser wird die Substratverfügbarkeit eher von Eisgang und Stürmen beeinflusst, die in strengen Wintern ganze Flächen von Bewuchs befreien können. Diese werden dann von opportunistischen Arten, z. B. verschiedenen Grünalgen, wie *Cladophora* sp. oder *Enteromorpha* sp. schnell wieder besiedelt (Abb. 5.3-18) und in Folgejahren ohne Eisgang schließlich von ausdauernden Arten übernommen. Mit elf vorkommenden Arten war die Artenanzahl auf dem Transekt Sassnitz relativ stabil geblieben. Fädige Rotalgen, insbesondere Arten der Gattung *Ceramium* dominierten in allen Tiefenstufen die Proben. Die mehrjährige blättrige Rotalge *Phycodrys rubens* trat in diesem Jahr nicht auf, auch die im letzten Jahr gefundene zusätzliche *Poly-siphonia*-Art (*P. elongata*) kam nicht mehr vor. Als neue Art wurde in diesem Jahr in 10 m Tiefe die Grünalge *Chaetomorpha linum* gefunden. Weitere Grünalgen in den Proben waren *Enteromorpha* cf. *intestinalis* und *Cladophora* sp.. Die fädige Braunalge *Pylaiella littoralis* kam in allen Tiefenstufen mit Ausnahme der 10 m Station vor, jedoch nur in Abundanzen bis 0,1 %.

Dauertransekt Göhren

Der Flachwasserbereich dieses Transekts war in den vergangenen Jahren durch große Steine und Geröllfelder charakterisiert, auf denen sich eine relativ artenarme Rotalgen-Miesmuschelgemeinschaft angesiedelt hatte. Unterhalb der Geröllfelder dehnten sich bis in größere Tiefen weite Sandflächen aus, auf denen wegen fehlenden Hartsubstrats keine festgewachsenen Makrophyten anzutreffen waren. In den Vorjahren lag die Grenze zwischen den Geröllfeldern des Flachwassers und den Sandflächen darunter bei etwa 4 m Wassertiefe. 2002 waren bereits in 2 m Tiefe die Ge-



Abb. 5.3-18: einzelne Exemplare von *Enteromorpha* cf. *intestinalis* zwischen fädigen Rotalgen und Miesmuscheln (Sassnitz 2m)



Abb. 5.3-19: Besiedlungssubstrat wie große Steine sind durch Sandumlagerungen verschüttet (Göhren 4m)

röllfelder vollständig von sandigem Sediment überdeckt (Abb. 5.3-19). Da für die Besiedlung durch Algen weder primäres noch sekundäres Hartsubstrat – z. B. Steine oder Muschelschalen – vorhanden war, trat in keiner Tiefenstufe Makrophytenbewuchs auf. Auch auf dem Videotransekt wurde keinerlei Makrophytenbewuchs beobachtet, auch Steine oder Miesmuscheln waren nicht zu erkennen. Das ganze Gebiet war in diesem Jahr komplett von Sand bedeckt.

Rote Liste-Arten

Für insgesamt neun im Jahr 2002 vorkommende Algenarten ist nach der „Roten Liste und Artenliste der Makroalgen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee“ (KAMINSKI et al. 1996) eine Bestandsgefährdung anzunehmen. Alle gefährdeten Arten gehören zu den Rotalgen. Folgende Arten sind in die Kategorie „Gefährdung anzunehmen“ einzuordnen:

- *Aglaothamnion byssoides*
- *Callithamnion corymbosum*
- *Cystoclonium purpureum*
- *Phyllophora* spp.

Folgende Arten sind in die Kategorie „Gefährdet“ einzuordnen:

- *Delesseria sanguinea*
- *Furcellaria lumbricalis*
- *Phycodrys rubens*
- *Polysiphonia elongata*
- *Polysiphonia stricta*

Die Rotalge *Dumontia contorta*, für die eine „Gefährdung anzunehmen“ ist und die bis auf 1999 und 2001 jedes Jahr im Untersuchungsgebiet aufgetreten ist, wurde in diesem Jahr nicht angetroffen, ebensowenig wie die gefährdeten Braunalgen *Chorda filum* und *Fucus vesiculosus*, die 1997 bzw. 1998 noch im Untersuchungsgebiet ermittelt werden konnten. Für zahlreiche Arten stellt die Darßer Schwelle die natürliche Verbreitungsgrenze dar. Viele der als gefährdet eingestuften Algen gehören zu diesen Arten (z. B. *Cystoclonium purpureum*, *Delesseria sanguinea* oder *Phycodrys rubens*), so dass die Algen allein auf Grund ihrer physiologischen Ansprüche dort schon selten vorkommen. Ihr Gefährdungsstatus ist deshalb mit Vorsicht zu betrachten. Keine der gefährdeten Algen ist über das gesamte Untersuchungsgebiet verbreitet. Ein weiteres Beispiel für einen fraglichen Gefährdungsstatus ist der Fall der Rotalge *Spermothamnion repens*, die im letzten Jahr zum ersten Mal auf dem Transekt Meschendorf gefunden wurde. Diese Art ist von der Küste Mecklenburg-Vorpommerns nur aus der Literatur vor 1970 gemeldet. In der Roten Liste (KAMINSKI et al. 1996) wird sie in Mecklenburg-Vorpommern gar als „ausgestorben oder verschollen“ (Kategorie „0“) geführt. Da *Spermothamnion repens* aber extrem klein und unauffällig ist, kann es sehr leicht übersehen werden.

5.3.3 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos-Monitoring des LUNG umfasste im Berichtszeitraum 7 Transekte (A, B, C, G, H, Q, S) mit 18 Stationen in 10 m, 15 m und 20 m Wassertiefe entlang der Außenküsten Mecklenburg-Vorpommerns. Je Station wurden pro Terminbereisung 3 Parallelproben untersucht. Die charakteristische natürliche Variabilität der Gebiete erfordert eine unterschiedliche Probenahmefrequenz. Dementsprechend werden die Lübecker (Transekt A) und Mecklenburger Bucht (Transekte B, C) dreimal (im Frühjahr, Sommer und Herbst) an 10 Stationen, die Kadettrinne (Transekt G) und nördlich Zingst (Transekt H) an 3 Stationen zweimal (im Frühjahr und Herbst), die drei Stationen in der Prorer Wiek/Saßnitzrinne (Transekt Q) einmal (im Herbst) und die beiden Stationen in der Pommerschen Bucht (Transekt S) zweimal jährlich (im Frühjahr und Herbst) untersucht. Dieser Beitrag zum Makrozoobenthos basiert im Wesentlichen auf den Berichten, die vom Institut für Angewandte Ökologie Broderstorf im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie erstellt werden (GOSSELCK et al. 2001, 2002, 2003).

Die Verbreitung des Zoobenthos in der Ostsee ist vor allem von drei natürlichen Faktoren abhängig: der Substratbeschaffenheit, dem Sauerstoff- und dem Salzgehalt am Meeresboden. Verschmutzungen und der Eintrag von Nährstoffen können sich negativ auf die Lebensgemeinschaft auswirken. Mit einer systematischen Beobachtung der Bestandsentwicklung einzelner Arten oder ganzer Lebensgemeinschaften können diese Veränderungen im Meeresökosystem erfasst werden.

Zum Makrozoobenthos gehören alle Tiere, die am Meeresboden leben und mindestens so groß sind, dass man sie mit bloßem Auge sieht bzw. in einem Sieb von 1 mm Maschenweite liegen bleiben. Das Artenspektrum (Abb. 5.3-20) setzt sich im Wesentlichen aus Vertretern der Annelida, also der Meeresborstenwürmer (Polychaeta) und Wenigborster (Oligochaeta), der Mollusca, hier vor allem der Muscheln (Bivalvia) und Schnecken (Gastropoda) und der Krebse (Crustacea) zusammen. Daneben finden sich auch Stachelhäuter (Echinodermata), Moostierchen (Bryozoa) und Nesseltiere (Cnidaria) in den Proben. In den deutschen Küstengewässern der Ostsee dominieren zahlenmäßig Meeresborstenwürmer, Muscheln und Schnecken. Der Hauptteil der Biomasse wird insbesondere von den Muscheln gebildet. Von den bisher über 150 gefundenen Arten werden die meisten in geringer Zahl angetroffen. Nur sehr wenige Arten dominieren in Anzahl und Biomasse.

Die Abnahme des Salzgehalts von durchschnittlich 18 PSU im bodennahen Wasser der Lübecker Bucht auf 7 PSU in der Pommerschen Bucht führt zu einer erheblichen Artenverarmung von West nach Ost. Im Gebiet der Darßer Schwelle findet man nur noch die Hälfte des Arteninventars der westlichen Mecklenburger Bucht, in der Pommerschen Bucht noch etwa ein Drittel (Abb. 5.3-21). Die Gesamtartenzahl in den jährlich 130 untersuchten Proben schwankte im Berichtszeitraum zwischen 106 und 113 Arten.

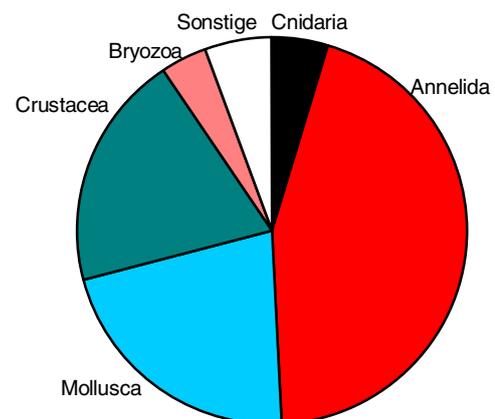


Abb. 5.3-20: Verteilung der Arten auf die taxonomischen Gruppen (Gesamtzahl der Taxa = 106) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Jahre 2002

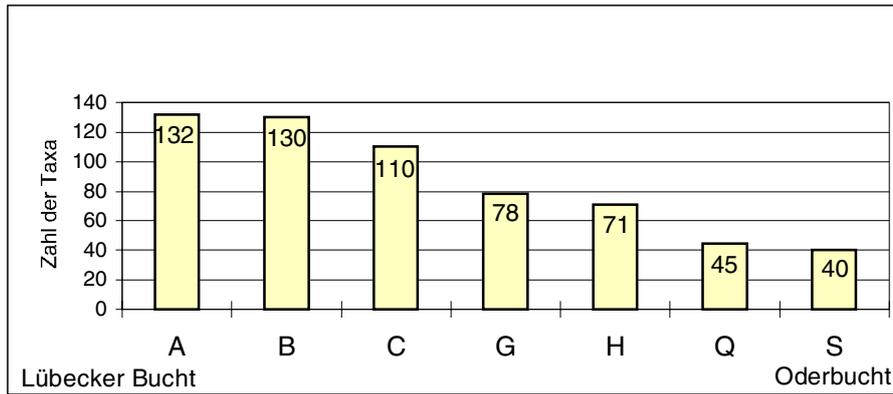


Abb. 5.3-21: Gesamtanzahl der Arten je Transekt (1994 – 2002), A – Klein Klützhöved, B – Kaltenhoff/Poel, C – Kühlungsborn, G – Kadetrinne, H – Zingst, Q – Prorer Wiek/Saßnitzrinne, S – Zinnowitz

Während die Gesamtartenzahl pro Jahr von 1994 bis 1999 von 80 auf 120 stetig zunahm, ist sie seit 2000 leicht rückläufig. 2002 wurde mit 106 Arten die geringste Anzahl seit 1999 vorgefunden.

Lübecker und Mecklenburger Bucht

In der Lübecker und Mecklenburger Bucht wird die Besiedlung des Meeresbodens ab 20 m Wassertiefe vor allem durch eine hydrographische Besonderheit beeinflusst: Die Ausprägung einer sehr stabilen sommerlichen thermohalinen Schichtung (vgl. Kap 5.1) führt im Wasserkörper unter-

halb der sog. Sprungschicht (in 12 bis 15 m Tiefe) regelmäßig zwischen August und Oktober zu einer Sauerstoffverarmung, im Extremfall sogar zu anoxischen Verhältnissen (WEBER et al., Kap. 2.5.3, in prep.). Das Besiedlungsbild in diesem Tiefenbereich ist demzufolge von erheblichen Fluktuationen der Artenzahl, der Artenzusammensetzung, der Individuenanzahl (Abb. 5.3-22) und der Biomasse gekennzeichnet. Das Sediment besteht überwiegend aus sandigem Schlick bis schlickigem Feinsand. In den Proben tritt des öfteren H₂S-Geruch auf.

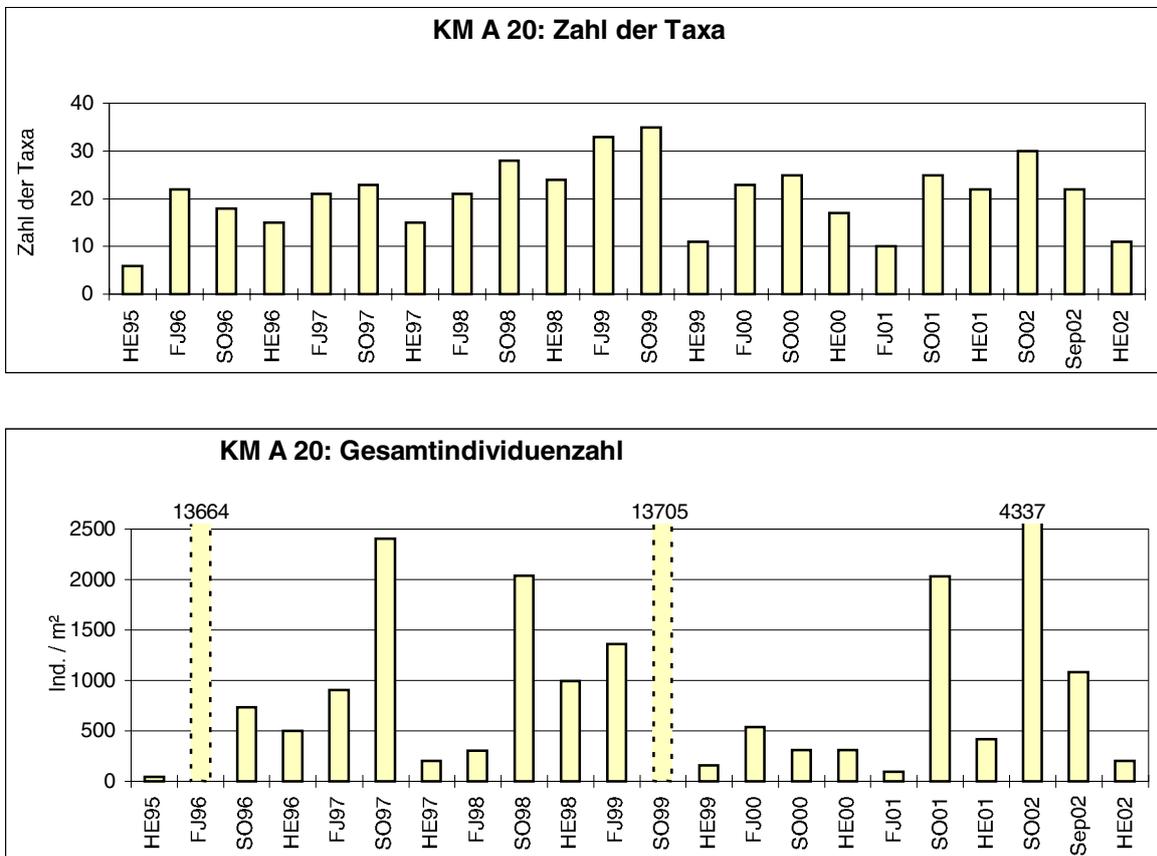


Abb. 5.3-22: Arten- und Gesamtindividuenzahlen nördlich Klein Klützhöved in 20 m Wassertiefe

Die Besiedlungsstruktur der Station nördlich Klein Klützhöved (KMA20) spiegelt diese hydrografischen Besonderheiten wieder. Die Artenzahl lag zwischen 10 und 35, im Mittel bei 22. Im Frühjahr und Sommer 1999 wurden mit maximal 35 Arten und fast 14.000 Individuen pro m² die höchste Artenzahl und Besiedlungsdichte seit Beginn der Untersuchungen gefunden. Im Herbst 1999, 2000 und 2002 war die Lebensgemeinschaft infolge eines vorangegangenen Sauerstoffmangels wieder deutlich verarmt. Die Arten- und Individuenzahlen gingen auf 10 Arten mit 100 bis 200 Individuen pro m² zurück. In der darauffolgenden Erholungsphase bis zum Frühsommer nahm die Arten- und Individuenzahl wieder zu, wobei die hohen Werte vom Sommer 1999 in den Folgejahren nicht wieder erreicht wurden. Nördlich Kaltenhof/Insel Poel (KMB22) wirkten sich die sommerlichen Sauerstoffmangelperioden noch gravierender aus. Nach einem Arten- und Individuenmaximum von 34 Arten und 1.300 Individuen pro m² im Sommer 1999 und einem deutlichen Zusammenbruch im Herbst, zeigte die Gemeinschaft bis zum Herbst 2002 keine Anzeichen von Erholung. Die Zahl der Arten schwankte zwischen 3 und 34, im Mittel wurden nur 12 Arten gefunden. Die Gesamtanzahl der gefunden Tiere lag im Mittel bei 270 Individuen pro m². Im Herbst 2002 wurden mit 3 Arten und 40 Tieren pro m² die geringste Besiedlung vorgefunden. Die Station nördlich Kühlungsborn (KMC20) liegt am südöstlichen Rand des 20-m-Bereichs der Mecklenburger Bucht und ist durch ihre hydrografischen Besonderheiten nicht so stark von Sauerstoffmangel betroffen. Das zeigt sich in einer relativ stabilen Besiedlungsstruktur. Die Artenzahl war im Sommer 1999 mit 37 so hoch wie noch nie und schwankte im Zeitraum Frühjahr 1999 bis Herbst 2002 zwischen 22 und 37 Arten. Im Mittel wurden sogar 28

Arten gefunden. Die Gesamtanzahl der Tiere zeigte jedoch deutliche Fluktuationen zwischen 800 und 4.400 Individuen pro m². Die geringen Besiedlungsdichten im Herbst und Frühjahr lassen auf eine Beeinflussung durch Sauerstoffmangel schließen. Die Individuenzahlen wurden von wechselnden Dominanzen geprägt. Häufigste Arten waren der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei*, die Islandmuschel *Arctica islandica* und der Wurm *Terebellides stroemi*. Die mittlere Biomasse variierte an den 3 Stationen zwischen 7,1 und 28 g aschefreie Trockenmasse pro m². Im Herbst 2002 wurden auf den Stationen KMB und KMC Biomassen von 0,01 bzw. 0,9 g aschefreie Trockenmasse pro m² gefunden. Das sind die geringsten Werte seit 1995/96. Die Biomasse wurde im Wesentlichen von der Islandmuschel gebildet.

Eine völlig andere Situation ist auf den gleichen Transekten in 15 m Wassertiefe zu beobachten. Die sommerliche thermohaline Sprungschicht in der Lübecker und Mecklenburger Bucht etabliert sich in der Regel zwischen 12 bis 15 m Wassertiefe. Dadurch kann es im Normalfall in dieser Zone zu keinem Sauerstoffmangel kommen. Der Salzgehalt als Hauptfaktor für die Verbreitung ist noch so hoch, dass ein Großteil der in der Mecklenburger Bucht vorkommenden marinen Arten hier gute Lebensbedingungen vorfindet. Dieser Bereich ist demzufolge von einer stabilen arten-, individuen- und biomassereichen Gemeinschaft besiedelt (Abb. 5.3-23). Das Sediment besteht in der Regel aus Feinsand, manchmal mit geringen Anteilen von Schlick.

Die Station nördlich Klein Klützhöved (KMA15) weist mit 98 bisher nachgewiesenen Taxa die artenreichste Besiedlung aller Monitoringstationen auf. Die Besiedlungs-

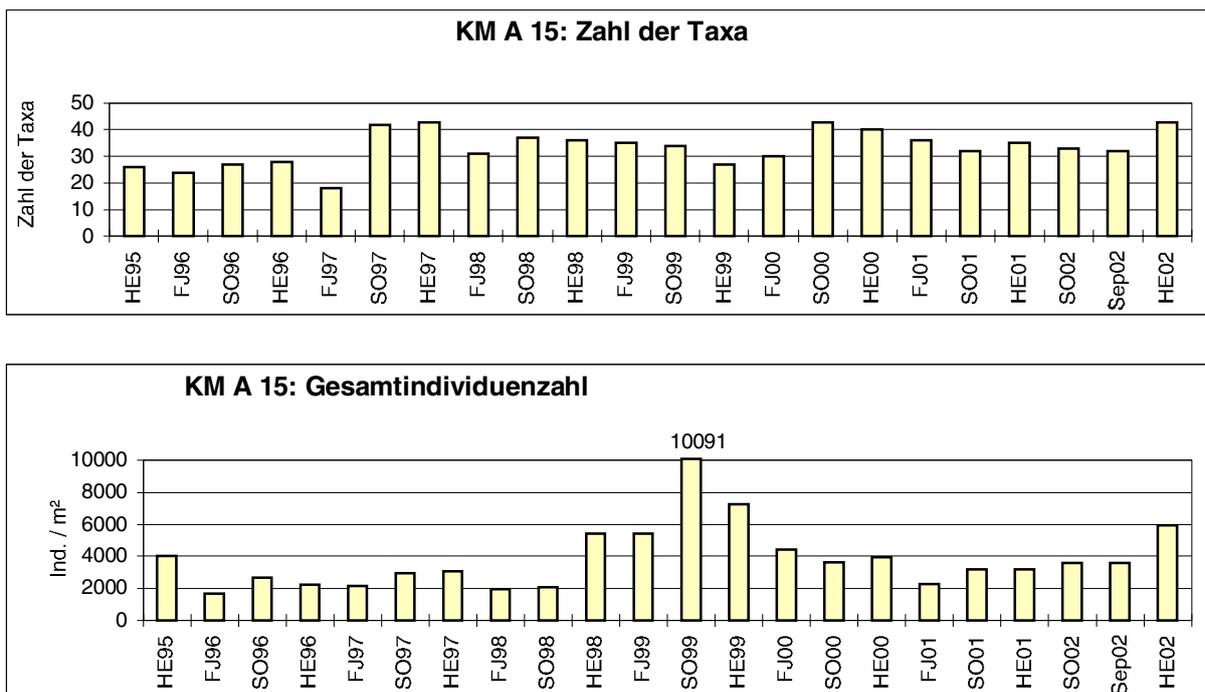


Abb. 5.3-23: Arten- und Gesamtindividuenzahlen nördlich Klein Klützhöved in 15 m Wassertiefe

struktur ist im gesamten Untersuchungszeitraum sehr stabil und zeigt keine Anzeichen von Störungen durch Sauerstoffmangel (Abb. 5.3-23). Die Artenzahl variierte von 1999 bis 2002 zwischen 27 und 43, im Mittel wurden 35 Arten gefunden. Mit Ausnahme der hohen Zahlen von Herbst 1998 bis Herbst 1999, die durch Massenvorkommen der Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und des Wurms *Pygospio elegans* hervorgerufen wurden, zeigte auch die Individuendichte nur geringe Schwankungen im Bereich von 2.000 bis 4.000 Individuen pro m². Neben den beiden Muschelarten *Astarte borealis* und *Macoma balthica*, welche die höchsten Individuenzahlen bildeten, traten zeitweise auch die Muscheln *Mysella bidentata*, *Abra alba* und *Corbula gibba*, der Cumaceenkreb *Diastylis rathkei* sowie die Würmer *Scoloplos armiger* und *Tubificoides benedeni* sehr zahlreich auf. Auf der Station nördlich Kaltenhof/Insel Poel (KMB15) wurden bisher insgesamt 82 Arten bzw. Artengruppen nachgewiesen. Die Artenzahl schwankte zwischen 23 und 40, im Mittel wurden 33 Arten angetroffen. Die Gesamtindividuenzahlen lagen im Zeitraum Frühjahr 1999 bis Herbst 2002 zwischen 1.500 und 8.600 Individuen pro m². Damit waren die Fluktuationen der Arten- und Individuenzahlen etwas höher als an der Station KMA15. Sehr häufige Arten sind die Muscheln *Macoma balthica*, *Mysella bidentata*, *Abra alba* und der Cumaceenkreb *Diastylis rathkei*. Im Sommer und Herbst 2002 wurden über 1.500 Individuen pro m² der beiden Würmer *Pygospio elegans* und *Polydora quadrilobata* gefunden. Insgesamt war die Besiedlungsstruktur des Makrozoobenthos auf der Station KMB15 stabil und zeigte keine Anzeichen von Störungen durch Sauerstoffmangel. Auf der Station nördlich Kühlungsborn (KMC15) machte sich der etwas geringere Salzgehalt durch eine leichte Abnahme der Artenvielfalt bemerkbar (Abb. 5.3-21). Zwischen 1995 und 2002 wurden auf dieser Station 78 Arten gefunden. Im Zeitraum Frühjahr 1999 bis Herbst 2002 schwankte die Artenzahl zwischen 16 und 35. Im Durchschnitt wurden 29 Arten gefunden. Die Gesamtindividuenzahlen lagen zwischen 670 und 8.700 Individuen pro m². Die Muscheln *Macoma balthica*, *Mytilus edulis* und zeitweise *Cerastoderma glaucum*, die Würmer *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger*, die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und der Cumaceenkreb *Diastylis rathkei* waren die dominierenden Arten. Die Besiedlung wies außer Abundanzschwankungen einzelner Arten keine Besonderheiten auf. Die durchschnittliche Biomasse von 9,9 bis 26 g aschefreie Trockenmasse pro m² lag auf den 3 Stationen in der Größenordnung der 20m-Zone, zeigte jedoch nicht so starke Fluktuationen. Die Biomasse wurde an den Stationen KMA15 und KMB15 von den Muscheln *Astarte borealis*, *Macoma baltica* und z.T. *Arctica islandica* gebildet. Auf der KMC15 dominierte hauptsächlich *Macoma baltica*.

Der Bereich in 10 m Wassertiefe liegt oberhalb der sommerlichen Sprungschicht. Abgesehen von ungünstigen hydrographischen Ereignissen, wie dem äußerst seltenen Auf-

quellen von sauerstoffarmem Tiefenwasser, ist in dieser Zone großflächiger Sauerstoffmangel nahezu ausgeschlossen. Der Salzgehalt ist jedoch nicht mehr so hoch, so dass viele marine Arten diesen Tiefenbereich nicht mehr besiedeln können. Das Sediment besteht in der Regel aus Feinsand, manchmal schlickigem Feinsand und stellenweise Anteilen von gröberen Fraktionen.

Nördlich Klein Klützhöved (KMA10) wurden zwischen 1994 und 2002 insgesamt 87 Arten nachgewiesen. Die Artenzahl schwankte im Zeitraum 1999-2002 zwischen 19 und 40 Arten, im Durchschnitt wurden 31 Taxa gefunden. Die Besiedlungsdichte auf dieser Station ist zeitweise sehr hoch. Die Gesamtindividuenzahlen variierten sehr stark mit Extremwerten zwischen 2.200 und fast 38.000 Individuen pro m². Durchschnittlich kamen 13.000 Individuen pro m² vor. Diese Maxima wurden durch das massenhafte Auftreten der Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und der Miesmuschel *Mytilus edulis* verursacht, die auch ein Hinweis auf die ungleichmäßige räumliche Verteilung der Bodenorganismen ist. Häufige Arten waren weiterhin die Würmer *Pygospio elegans* mit Massenentwicklungen um die 10.000 Tiere pro m² im Juli 1999 und September 2002 sowie *Scoloplos armiger* und *Tubificoides benedeni*. In den Miesmuschelaggregaten wurden zeitweise auch hohe Individuenzahlen von den Krebsen *Idotea balthica*, *Jaera albifrons*, *Gammarus* ssp., *Melita palmata*, *Microdeutopus gryllotalpa* und dem Seestern *Asterias rubens* beobachtet. Nördlich Kaltenhof/Insel Poel (KMB10) wurden zwischen 1994 und 2002 insgesamt 71 Arten nachgewiesen. Die Artenzahl lag zwischen 1999 und 2002 zwischen 10 und 37 Arten. Der Durchschnitt je Probenahme betrug 28 Taxa. Wie auf der Nachbarstation KMA10 unterlag die Besiedlungsdichte auf dieser Station zeitweise extremen Schwankungen. Die Gesamtindividuenzahlen bewegten sich zwischen 6.500 im Juni 2001 und fast 50.000 Individuen pro m² im November 2002. Durchschnittlich wurden 17.000 Tiere pro m² gefunden, das sind 13.000 Tiere mehr, als auf der 5 m tiefer liegenden Station KMB15 im Durchschnitt gefunden wurden. Diese extremen Besiedlungsdichten werden im Wesentlichen von periodisch auftretenden Invasionen der Wattschnecke *Hydrobia ulvae* verursacht. Im November 2002 wurden über 40.000 Wattschnecken pro m² gezählt. Weitere häufige Arten sind die Miesmuschel *Mytilus edulis*, die Würmer *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*, *Tubificoides benedeni* und *Neanthes succinea* sowie der Flohkreb *Gammarus salinus*. Bemerkenswert ist auf dieser Station die sehr hohe Zahl von 20 Krebs- und 8 Schneckenarten, die in den Miesmuschelbänken hervorragende Lebensbedingungen vorfinden. Nördlich Kühlungsborn (KMC10) wurden seit 1994 insgesamt 62 Arten bzw. Artengruppen gefunden. Die Artenzahl variierte im Berichtszeitraum zwischen 16 und 29 Arten, bei einer durchschnittlichen Artenzahl von 22 Taxa. Die Besiedlungsdichte auf dieser 10-m-Station war geringer als auf den beiden Transekten Klein Klützhöved (A) und Insel Poel (B). Die

Gesamtindividuenzahlen bewegten sich zwischen 550 bis 19.600 Individuen pro m². Im Mittel wurden rund 10.000 Individuen pro m² gefunden, etwa das Dreifache der Besiedlungsdichte der entsprechenden 15-m-Station. Wiederrum dominierte die Wattschnecke zu etwa 70 % die Individuenzahlen. Daneben erreichten die Würmer *Pygospio elegans* und *Scoloplos armiger* sowie die Muschel *Macoma balthica* hohe Besiedlungsdichten. Die mittlere Biomasse lag an den Stationen KMA10 und KMB10 mit 120 bzw. 160 g aschefreie Trockenmasse pro m² um eine Zehnerpotenz höher als auf den Tiefenstufen 15 und 20 m. Die Maxima lagen bei über 400 g. Dabei wurden über 80 % von der Miesmuschel *Mytilus edulis* erbracht. Die Station KMC10 war dagegen mit 13 g aschefreie Trockenmasse pro m² eher gering besiedelt. Hier dominierten außer *Mytilus edulis* noch die Muscheln *Cerastoderma glaucum* und *Mya arenaria*.

Kadetrinne und nördlich Zingst

Die Darßer Schwelle mit der Kadetrinne als „Nadelöhr“ für die Versorgung mit salz- und sauerstoffreichem Wasser hat eine herausragende Bedeutung für die Besiedlung der östlich anschließenden Seegebiete und tiefen Becken der Ostsee. Die Darßer Schwelle ist eine natürliche Barriere für die meisten vollmarinen Organismen. Die Artenzahl geht spürbar zurück (Abb. 5.3-21), da der Salzgehalt in Richtung Osten deutlich abnimmt. Größere Mengen salz- und sauerstoffreichen Wassers gelangen nur während extremer Einstromlagen in die eigentliche Ostsee.

Die Benthosgemeinschaft der Kadetrinne (KMG26) wird bestimmt durch häufige Fluktuationen des Salzgehalts, haline Schichtungen und zeitweise auch Sauerstoffmangel in den bodennahen Wasserschichten. Die Station zeigt dementsprechend ein gestörtes Besiedlungsbild. Das Sediment ist schlickig, aber fast stets mit Steinen sowie unterschiedlichen Anteilen von Fein- und Grobsand, Kies und vereinzelt auch Mergel vermischt. Zwischen 1996 und 2002 wurden 69 Taxa gefunden. Durch den Einstrom salzreichen Wassers ist es auch marinen Arten mit höheren Salzgehaltsansprüchen möglich, dieses Gebiet zu besiedeln. Zwischen 1999 und 2002 schwankte die Artenzahl deutlich. Pro Bereisung wurden zwischen 8 und 42 mit im Mittel 16 Arten gefunden. Die Besiedlungsdichte war im Vergleich mit den Stationen in der Mecklenburger Bucht deutlich geringer. Die Gesamtindividuenzahlen bewegten sich zwischen 70 und 3.200 Individuen pro m². Durchschnittlich wurden 740 Individuen pro m² gefunden. Da das Besiedlungsbild stark fluktuiert, sind wechselnde Dominanzen für diese Station kennzeichnend. Zu den häufig dominierenden Arten zählte der Cumaceenkrebs *Diastylis rathkei* und die baltische Plattmuschel *Macoma balthica*. Die Station nördlich Zingst (KMH20) befindet sich in dem mehr als 20 m tiefen Zipfel des Arkonabeckens nördlich der Insel Zingst und ist durch Feinsand mit Schlickanteilen gekennzeichnet. Von 1997 bis 2002 wurden 54 Taxa nachgewiesen. Die

Artenzahl schwankte zwischen 22 und 27, im Durchschnitt wurden 25 Arten gefunden. Die Besiedlung war deutlich stabiler und dichter als in der Kadetrinne. Die Individuen-dichte reichte von 2.100 bis 7.800, im Mittel wurden 3.700 Individuen pro m² gefunden. Im Vergleich zu den Stationen in der Mecklenburger Bucht dominierten hier die Würmer, während die Zahl der Muschelarten deutlich geringer war. Ausgeprägte Individuendominanzen traten nicht auf. Häufige Arten waren in wechselnder Reihenfolge die Würmer *Scoloplos armiger*, *Pygospio elegans*, die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* und die Miesmuschel *Mytilus edulis*. Da diese Station noch im Einstrombereich der Kadetrinne liegt, traten hier sogar noch einige Arten mit höheren Salzgehaltsansprüchen auf. Die Station KMH10 befindet sich auf Feinsand bzw. schlickigem Feinsand. Der deutlich geringere Salzgehalt und die Strukturarmut der Sandböden in 10 m Tiefe hat eine weitere Artenreduktion zur Folge. So wurden von 1994 bis 2002 insgesamt nur 40 Arten nachgewiesen. Arten mit höheren Salzgehaltsansprüchen fehlen. Im Berichtszeitraum schwankte die Artenzahl zwischen 14 und 21. Im Durchschnitt wurden 17 Arten gefunden. Die Besiedlungsdichte war mit 4.200 bis 11.500 und mittleren 8.000 Individuen pro m² etwa doppelt so hoch wie in 20 m Tiefe. Die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* war mit Abstand die häufigste Art und dominierte mit 60-80 % die Gesamtindividuen-dichte. Daneben waren die Würmer *Pygospio elegans*, *Scoloplos armiger*, *Hediste diversicolor* sowie die Muscheln *Mya arenaria* und *Mytilus edulis* häufig. Die Biomasse in der Kadetrinne schwankte sehr stark. Die Extrema betragen 0,04 bis 24 g aschefreie Trockenmasse pro m². Im Mittel wurden nur 5 g gefunden. Werte kleiner 0,05 g im Herbst 2000 und 2002 lassen auf einen Zusammenbruch der Besiedlung durch Sauerstoffmangel schließen. Die Stationen KMH10 und 20 zeigten dagegen mit 11 bis 74 g und jeweils mittleren 34 g etwa 7 mal höhere Werte.

Prorer Wiek und Pommersche Bucht

Mit 6 bis 7 PSU werden in der Pommerschen Bucht die niedrigsten Salinitäten an der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns gemessen. Die Pommersche Bucht ist durch den Nährstoffstoffeintrag aus der Oder hoch eutrophiert. Bei entsprechenden östlichen und nordöstlichen Windlagen erfolgt ein küstennaher Stofftransport aus der Pommerschen Bucht über die Saßnitzrinne in das Arkonabecken (SIEGEL et al. 2003). Diese Einflüsse führen wiederum zu einer spürbaren Artenreduktion und Veränderung der Besiedlungsstruktur.

Das Sediment in der Saßnitzrinne ist in 20 m Tiefe durch Schlick mit H₂S-Geruch gekennzeichnet. Mit nur 17 nachgewiesenen Taxa ist die Station KMQ20 die artenärmste Station im Monitoringprogramm des LUNG. Zwischen 1994 und 2002 wurden nur 5 bis 8 Arten gefunden. Auch die Besiedlungsdichte war sehr gering und schwankte zwischen 200 und 1.000 Individuen pro m². Dominierende Art war *Macoma balthica*. Die Besiedlung ist durch Sauerstoff-

mangel und die Anwesenheit von H₂S im Sediment permanent geschädigt. Das Sediment in 15 m Tiefe besteht aus schlickigem Feinsand. Die Artenvielfalt der Station KMQ15 in der Prorer Wiek ist mit 32 Taxa etwas höher. Die Zahl der Taxa je Termin betrug von 1999 bis 2002 16 und 23. Die Gesamtindividuenzahlen von 3.500 bis 6.200 Individuen pro m² war 10 mal höher als in 20 m Tiefe. An allen 4 Terminen war die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* die dominierende Art, gefolgt von *Mytilus edulis* und *Hediste diversicolor*. Die Station KMQ10 in der Prorer Wiek befindet sich in 10 m Tiefe ebenfalls auf schlickigem Feinsand. Die Besiedlungsstruktur ähnelt der auf Station KMQ15. Von den bisher 31 gefunden Taxa kamen zwischen 13 und 20 Arten je Probenahme vor. Die Individuendichte schwankte zwischen 4.100 und 9.500 Individuen pro m² und war damit etwas höher als in 15 m Tiefe. Domierende Arten waren die gleichen wie auf der KMQ15. Bemerkenswert war im November 1999 das Auftreten der Süßwasserkrabbe *Rithropanopeus harrisi*, eines Neozoen, der zur Zeit vor allem in die östlichen inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns eindringt. Die Biomasse der extrem dünn besiedelten Station KMQ20 lag bei nur 2 g aschefreie Trockenmasse pro m². Die beiden Stationen in 15 und 10 m Tiefe zeigten mit durchschnittlich 21 und 24 g wieder normale Werte.

Die beiden Stationen KMS15 und KMS10 in der Pommerschen Bucht nordwestlich Zinnowitz befinden sich auf Feinsand. Seit 1995 wurden auf der Station KMS15 32 Arten nachgewiesen. Je Probenahme kamen zwischen 8 und 19, im Durchschnitt 15 bzw. 17 Arten vor. Die

Gesamtindividuenichte schwankte zwischen 130 und 11.800 Individuen pro m². Durchschnittlich besiedelten in 15 m 5.250 und in 10 m Tiefe 8.100 Individuen pro m² das Sediment. Im Herbst 2002 wurden auf der KMS15 mit nur noch 8 Arten und 133 Individuen pro m² die bisher geringste Besiedlungsdichte vorgefunden. Das deutet auf eine vorangegangene Sauerstoffmangelsituation hin, die sich jedoch nur in 15 m Tiefe auswirkte. Dominierende Art war mit Abstand die Wattschnecke *Hydrobia ulvae*. Im August 2002 wurde auf der Station KMS15 eine ungewöhnlich hohe Dichte von fast 2.600 Individuen pro m² des Neozoen *Marenzelleria viridis* beobachtet. Die mittlere Biomasse betrug in 15 m 13 g und in 10 m Tiefe 65 g aschefreie Trockenmasse pro m². Bedingt durch die Sauerstoffmangelsituation im Spätsommer 2002 sank die Biomasse in 15 m Tiefe von fast 10 g im August auf 0,3 g im November.

Seltene Arten und Neozoen

Von den 2002 nachgewiesenen Taxa sind insgesamt 29 Arten in der Roten Liste Ostsee/ Teilgebiet Mecklenburg-Vorpommern (GOSSELCK et al. 1996) verzeichnet. Dabei werden 25 Arten in die Kategorien „gefährdet“ bzw. „potentiell gefährdet“ eingestuft (Tab. 5.3-1). Die meisten dieser Arten kommen in den Proben des Küstenmonitorings regelmäßig und zum Teil zahlreich vor oder wurden bei anderen Untersuchungen im Gebiet häufig gefunden. Ihre Bestände scheinen nicht akut bedroht zu sein.

Die als „stark gefährdet“ eingestufte *Astarte elliptica* und die Islandmuschel *Arctica islandica* werden seit 1995 auf den Transekten in der Lübecker (A) und Mecklenburger

Tab. 5.3-1: Nachweis von Arten der Roten Liste Ostsee/Teilgebiet MV in den Proben des Küstenmonitorings 2002
Angabe der Präsenz für den gesamten Probensatz (43 Stationen); 0= ausgestorben; 1= vom Aussterben bedroht; 2= stark gefährdet; 3= gefährdet; P= potentiell gefährdet

Taxa	RLO	Vorkommen Küstenmonitoring	Präsenz
<i>Buccinum undatum</i>	0	A10	2%
<i>Mya truncata</i>	1	A15, B15, C20, G26	14%
<i>Astarte elliptica</i>	2	A15, A20, B15	21%
<i>Arctica islandica</i>	2	A15, A20, B15, B22, C15, C20, G26, H20	40%

Taxa	RLO	Präsenz	Art	RLO	Präsenz
<i>Harmothoe impar</i>	3	16%	<i>Nephtys caeca</i>	P	42%
<i>Nereimyra punctata</i>	3	23%	<i>Streblospio dekuhuyzeni</i>	P	16%
<i>Lagis koreni</i>	3	44%	<i>Trochochaeta multisetosa</i>	P	23%
<i>Astarte borealis</i>	3	37%	<i>Aricidea minuta</i>	P	7%
<i>Mysella bidentata</i>	3	40%	<i>Ophelia rathkei</i>	P	7%
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3	60%	<i>Travisia forbesii</i>	P	5%
<i>Cyathura carinata</i>	3	12%	<i>Terebellides stroemi</i>	P	33%
<i>Calliopius laeviusculus</i>	3	5%	<i>Turboella inconspicua</i>	P	19%
			<i>Odostomia rissoides</i>	P	7%
<i>Cordylophora caspia</i>	P	2%	<i>Diastylis rathkei</i>	P	60%
<i>Phyllodoce maculata</i>	P	7%	<i>Gammarus locusta</i>	P	2%
<i>Mysta barbata</i>	P	2%	<i>Corophium crassicorne</i>	P	14%
<i>Streptosyllis websteri</i>	P	7%			

Bucht (B, C) ab 15 m Tiefe regelmäßig angetroffen. Die Islandmuschel ist wesentlich häufiger und weiter verbreitet und wird, ebenso wie *Astarte borealis*, auch noch im Gebiet östlich der Darßer Schwelle angetroffen. *Astarte elliptica* tritt meist in geringer Abundanz auf. Alle drei Arten sind im Bereich von 20 m Wassertief durch periodischen Sauerstoffmangel gefährdet. Die Bestände der beiden Astarte-Arten wurden während der katastrophalen Sauerstoffmangelsituation 1988 durch aufquellendes anoxisches Tiefenwasser stark dezimiert. *Arctica islandica* kann zwar Sauerstoffmangel eine Zeitlang tolerieren, dies gilt jedoch nicht für die Jungmuscheln. Die abgestutzte Klaffmuschel *Mya truncata* wird in Proben des Küstenmonitorings seit 1997, meist nur in wenigen Exemplaren, nachgewiesen. Sie wurde auch im Rahmen anderer Projekte vereinzelt gefunden. Der Fund einer Wellhornschncke *Buccinum undatum* in der Lübecker Bucht (KMA10) ist besonders bemerkenswert, da seit längerer Zeit im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommerns keine publizierten Funde vorliegen. Es liegen z.Z. nur Nachweise von Stationen des Schleswig-Holsteinischen Monitorings aus dem Gebiet um Fehmarn und in der nordwestlichen Kieler Bucht bei Falshöft vor. Bei

Studien für das Bundesamt für Naturschutz im Jahre 2003 wurden umfangreiche Vorkommen zwischen 12 und 21 m Wassertiefe im Fehmarnbelt nachgewiesen (ZETTLER et al. 2003). Die Plattmuschel *Macoma calcarea* (Kategorie 1 – „vom Aussterben bedroht“), die 2000 und 2001 in einzelnen Exemplaren vor Kühlungsborn (KMC20) aufgetreten war, konnte 2002 nicht nachgewiesen werden. Der kleine Bestand dieser Art in der Mecklenburger Bucht war 1988 ebenfalls ein Opfer des aufsteigenden Tiefenwassers geworden und galt seitdem als verschollen (ZETTLER et al. 2000).

Im November 1999 wurde erstmalig die Süßwasserkrabbe *Rithropanopeus harrisi* in der Prorer Wiek gefunden, ein Neozoe, der zur Zeit in die östlichen inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns einwandert. Der Wurm *Marenzelleria viridis* wurde Mitte der 80er Jahre zuerst in den Darß-Zingster Bodden beobachtet (ZETTLER et al. 2002) und hat inzwischen alle östlich der Darßer Schwelle befindlichen inneren Küstengewässer und die Pommersche Bucht mit teilweise sehr hohen Abundanzen besiedelt.

5.4 Schadstoffuntersuchungen

5.4.1 Schwermetalle und Arsen im Wasser

Bis zum Jahr 2000 fanden die Schwermetalluntersuchungen im Wasser im Küstenlabor in Stralsund statt. Mit der Einrichtung eines zentralen Labors im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie am Standort Güstrow wurden die Schwermetallbestimmungen (außer Quecksilber) nach Güstrow verlagert. Bedingt durch den Einsatz neuer Bearbeiter, Geräte und Methoden fanden in den Jahren 2001 und 2002 Schwermetalluntersuchungen nur in beschränktem Umfang statt. Nachfolgend werden daher nur die Ergebnisse des Zeitraumes 1995-2000 diskutiert. Eine Zusammenstellung von statistischen Kennzahlen für die einzelnen Elemente ist im Tabellenanhang enthalten (**Anlagen 5-13 bis 5-19**). Hier sind, wenn vorhanden, auch Ergebnisse aus den Jahren 2001 und 2002 aufgeführt.

Ein Vergleich der für den Zeitraum 1995-2000 bestimmten mittleren Schwermetallkonzentrationen zeigt für die einzelnen Elemente unterschiedliche räumliche Belastungsmuster (**Tab. 5.4-1**).

Das Halbmetall **Arsen** kam in den Küstengewässern des Landes in mittleren Konzentrationen zwischen 0,4 und 2,8 $\mu\text{g/l}$ vor. Die höchsten Arsengehalte waren im Kleinen Haff nachzuweisen. Im langjährigen Mittel wurden im Kleinen Haff 7-fach höhere As-Konzentrationen als in der Ostsee vor Warnemünde gemessen. Im Haff wurde auch der Maximalwert der Jahresreihe mit 19,2 $\mu\text{g/l}$ bestimmt. Tendenzielle Entwicklungen sind nicht auszumachen (**Anlage 5-13**).

Die mittleren Konzentrationen für **Blei** liegen im Haff und in der Unterwarnow zwar deutlich über den Mittelwerten für die Wismar-Bucht und die beiden Stationen der äußeren Küstengewässern, jedoch sind die Belastungsunterschiede deutlich schwächer ausgeprägt als beim Arsen. Die Ursachen für die erhöhten Werte in den Ästuaren von Oder und Warnow dürften in erster Linie in den Pb-Frachten dieser beiden Flüsse liegen. In der Unterwarnow müssen zudem auch Abspülungen aus dem Stadtgebiet von Rostock als Eintragsquelle angeführt werden. In diesem Gewässer wurde der bisher höchste Wert aller Jahresreihen mit 16,3

$\mu\text{g/l}$ gemessen. Tendenzielle Entwicklungen sind an keiner der untersuchten Messstellen auszumachen (**Anlage 5-14**).

Auch für **Cadmium** waren keine signifikanten räumlichen Konzentrationsunterschiede festzustellen, wobei bei diesem Element darauf hinzuweisen ist, dass sich die Konzentrationen meist im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze bewegten. Die etwas erhöhten Mittelwerte im Bereich vor Warnemünde sind auf zwei ungewöhnlich hohe Messwerte (0,7 bzw. 1,5 $\mu\text{g/l}$) im Jahre 1999 zurückzuführen.

Auf einem recht einheitlichen Level zwischen 1,7 und 2,4 $\mu\text{g/l}$ bewegten sich die **Kupfer**-Konzentrationen. Im Maximum wurde in allen untersuchten Küstengebieten Konzentrationen $> 10 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen. Auch für Kupfer sind anhand der Messwerte im Wasser keine tendenziellen Entwicklungen feststellbar (**Anlage 5-16**).

Das mittlere Konzentrationsniveau für **Nickel** lag zwischen 0,7 und 1,15 $\mu\text{g/l}$, d.h. räumliche Unterschiede waren nur gering ausgeprägt. Die höchsten Konzentrationen wurden mit Werten bis 6 $\mu\text{g/l}$ im Kleinen Haff bestimmt.

Quecksilber wurde überwiegend im Bereich der Nachweisgrenze bestimmt, d.h. sehr oft unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die inneren Küstengewässer und die Pommersche Bucht zeichnen sich trotzdem durch ein etwas höheres mittleres Konzentrationsniveau aus als das des Küstengebietes vor Warnemünde. Vereinzelt wurden maximale Konzentrationen $> 0,1 \mu\text{g/l}$ gemessen.

Wie Kupfer bewegte sich auch **Zink** auf einem recht einheitlichen Konzentrationslevel. Die Mittelwerte für die einzelnen Gewässerbereiche lagen zwischen 4,2 und 6,3 $\mu\text{g/l}$. Im Maximum wurden Konzentrationen bis 27 $\mu\text{g/l}$ bestimmt. Ein Trend ist auch für Zink nicht festzustellen (**Anlage 5-19**).

5.4.2 Schwermetalle und Arsen im Schwebstoff

Untersuchungen zur Schwermetallbeladung der **Schwebstoffe** fanden im Zeitraum 1997-2001 im Kleinen Haff (KHM) und im Greifswalder Bodden (GB19) und im Zeitraum 1997-2000 in der Pommerschen Bucht (OB4) und

Tab. 5.4-1: Mittlere Schwermetallkonzentrationen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1995-2000, alle Angaben in $\mu\text{g/l}$

Gewässer/Bereich	Station	n	As	Pb	Cd	Cu	Ni	Hg	Zn
Ostsee vor Warnemünde	O5	22	0,4	0,66	0,22	1,7	0,85	0,019	4,2
Pommersche Bucht	OBIV	60	1,4	0,77	0,11	2,4	0,77	0,026	6,3
Wismar-Bucht Nördl. Walfisch	WB3	45	1,6	0,69	0,12	2,4	0,70	0,031	5,5
Unterwarnow Werftstandort	UW4	49	1,5	1,11	0,09	2,0	0,73	0,037	5,3
Kleines Haff Zentralbereich	KHM	64	2,8	1,13	0,10	1,9	1,15	0,032	5,8

in der Unterwarnow (UW4) statt. Die Schwebstoffabtrennung aus Wassergroßproben und die Analytik wurde im Auftrage des LUNG am Geologischen Institut der Universität Greifswald durchgeführt. Die Ergebnisse liegen in Berichtsform im LUNG vor (EIDAM 1998, EIDAM & DANENBERGER 1999, EIDAM 2002). Wegen des hohen Aufwandes bei der Probenahme wurden die Schwebstoffuntersuchungen in den Küstengewässern eingestellt. Eine Zusammenstellung statistischer Jahreskennzahlen für die Schwermetallbefunde in den Schwebstoffen der genannten Gewässer ist auf der CD-ROM enthalten (**Anlagen 5-21 bis 5-28**).

Die **Schwebstoffkonzentrationen** der untersuchten Küstengewässer schwankten zwischen 0,7 und 61,8 mg/l, wobei deutlich räumliche Unterschiede auftraten. In der Unterwarnow, im Greifswalder Bodden und in der Pommerschen Bucht wurden mittlere Schwebstoffgehalte zwischen 2,5 und 5 mg/l festgestellt. Wesentlich höhere Mittelwerte waren im Kleinen Haff anzutreffen. In den 5 Untersuchungsjahren wurden in diesem Gewässer mittlere Schwebstoffgehalte von 11,3 bis 21,6 mg/l bestimmt. Die statistischen Kennzahlen für die Schwebstoffgehalte in den einzelnen Untersuchungsgebieten sind der **Anlage 5-20** zu entnehmen.

Bei der spezifischen Schwermetallbelastung zeichnen sich bei den einzelnen Elementen unterschiedliche räumliche Belastungsmuster ab (**Tab. 5.4-2**).

In den von der Oder beeinflussten Gewässern Pommersche Bucht und Kleines Haff wurden im langjährigen Mittel um etwa 5 mg/kg TM höhere **Arsen**-Gehalte ermittelt als in den Schwebstoffen aus der Unterwarnow und aus dem Greifswalder Bodden.

Für die Schwermetalle **Blei**, **Cadmium** und **Nickel** ist analoges festzustellen. Für Blei zeichnet sich im Kleinen Haff ein abnehmender Trend ab (**Anlage 5-22**), während bei Cadmium und Nickel keine tendenziellen Entwicklungen auszumachen sind.

Die mittleren **Quecksilber**-Gehalte weisen ebenfalls nur geringfügige räumliche Unterschiede aus. Im Kleinen Haff zeichnet sich eine deutlich rückläufige Konzentrationsentwicklung ab (**Anlage 5-27**).

Die vier untersuchten Küstengewässer zeigen bezüglich **Zink** und **Chrom** ein annähernd gleiches Belastungsniveau, wobei die Schwankungsbreite bei Zink für die einzelnen Untersuchungsjahre aber deutlich stärker ausgeprägt ist (**Anlage 5-28**).

In Übereinstimmung mit den Untersuchungsergebnissen zur Schwermetallbelastung in Schwebstoffen aus Fließgewässern des Landes ist auch für die Küstengewässer besonders die Zink-, Cadmium- und Kupfer-Belastung kritisch zu bewerten. Gemäß Güteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) ist die Zink-Belastung als erhöht bis hoch und die Cadmium-Belastung als deutlich bis erhöht zu bezeichnen. Insbesondere im Kleinen Haff zeichnet sich für einige Elemente ein rückläufiger Trend ab. Besonders deutlich ist dieser für Pb, Hg und Zn ausgeprägt. Zurückzuführen ist dies auf die verringerten Schwermetallfrachten der Oder. Nach EIDAM (2002) hat sich die spezifische Zn-Beladung der Schwebstoffe aus der Oder von 1.980 mg/kg TM im Jahre 1992 auf 1.010 mg/kg TM im Jahre 1999 verringert. Im gleichen Zeitraum ist die Pb-Beladung von 280 auf 123 mg/kg TM und die Hg-Beladung von 2,6 auf 1,2 mg/kg TM zurückgegangen.

5.4.3 Schwermetalle und Arsen im Sediment

Seit Mitte der 1990er Jahre finden Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Schlicksedimenten der Küstengewässer statt, wobei jährlich zwischen 25 und 35 Sedimentproben gewonnen werden. Je nach Ausdehnung der Schlickflächen fallen dabei pro Gewässer i.d.R. zwischen 10 und 15 Proben pro Messkampagne an. Auf der Grundlage der gewonnenen Daten lassen sich mittlerweile repräsentative Aussagen zur Schadstoffbelastung der einzelnen Küstengewässer ableiten (BRÜGMANN et al. 2000, BACHOR 2001, 2004). Anhand der nur an wenigen Messstellen mit hohem analytischen Aufwand durchgeführten Untersuchungen in der Wasserphase und der wenigen Untersuchungen an den mit hohem Aufwand gewonnenen Schwebstoffproben ist dies nicht bzw. nur sehr eingeschränkt möglich. Untersuchungen zur Schadstoffbelastung der Oberflächensedimente fanden im Berichtszeitraum in allen Küstengewässern des Landes statt. Insgesamt wurden im Zeitraum 2000-2001 101 Sedimentproben gewonnen. Die Analytik wurde im Auftrag des LUNG arbeitsteilig von mehreren

Tab. 5.4-2: Mittlere Schwermetallgehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1997-2001, alle Angaben in mg/kg TM

Gewässer/Bereich	Station	n	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Pommersche Bucht	OBIV	23	20,2	146	3,16	51	298	34	1,03	1.086
Greifswalder Bodden	GB19	28	14,2	96	2,72	49	188	26	1,01	933
Unterwarnow Werftstandort	UW4	21	15,5	72	1,35	49	213	29	0,90	1.040
Kleines Haff Zentralbereich	KHM	49	19,9	109	3,51	55	109	35	0,82	896

Tab. 5.4-3: Mittlere Schwermetallgehalte in Schlicksedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2000-2002, alle Angaben in mg/kg TM

Gewässer	n	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Mecklenburger Bucht	7	19,9	165	0,92	50	47	36	0,23	279
Wismar-Bucht inkl. Salzhaff	20	14,1	65	1,00	46	47	33	0,28	220
Unterwarnow	16	13,2	117	0,93	36	90	25	0,63	477
Darß-Zingster Bodden	20	8,1	24	0,58	14	20	11	0,08	50
Rügensche Bodden	14	13,5	54	0,99	16	30	12	0,12	92
Strelasund	9	17,0	47	1,00	38	36	31	0,19	151
Greifswalder Bodden	14	21,9	77	1,32	42	34	35	0,20	183
Peenestrom	10	17,1	66	1,38	35	42	32	0,33	317
Kleines Haff	14	22,6	108	2,29	59	63	38	0,62	715

leistungsfähigen Laboren (Industrie- und Umweltlaboratorium Vorpommern GmbH, SGS Control-Co.m.B.H., Limnologisches Institut Dr. Nowak) durchgeführt. Die Ergebnisse der jährlichen Messkampagnen liegen als Berichte im LUNG vor (BRÜGMANN 2000, 2001, 2002). Ergebnisse dieser Untersuchungen sind den Tabellen auf der CD-ROM zu entnehmen (Anlage 5-29 bis 5-32).

Nachfolgend werden die regionalen Belastungsmuster anhand der Mittelwerte für abgeschlossene Küstenregionen gegenübergestellt (Tab. 5.4-3) und diskutiert.

Die Belastung der feinkörnigen Schlicksedimente mit **Arsen** zeigt deutliche regionale Unterschiede. Die höchsten Belastungen wurden mit mittleren Arsen-Gehalten um 20 mg/kg TM im Kleinen Haff, im Greifswalder Bodden und

in der Mecklenburger Bucht angetroffen. Während für die erhöhten As-Gehalte im Haff der Eintrag aus der Oder verantwortlich gemacht werden kann, ist in der Mecklenburger Bucht als Ursache eine Altlast im Bereich der Neustädter Bucht anzuführen. Hier wurden in früheren Jahrzehnten Abfallprodukte aus der Metallindustrie verklappt (IRION 1984), die sich mittlerweile über die gesamte Lübecker und Mecklenburger Bucht verteilt haben (LEIPE et al. 1998). Die geringste As-Belastung aller Küstengewässer des Landes wiesen die Schlicksedimente aus den Darß-Zingster Bodden auf.

Auch beim **Quecksilber** wiesen die Schlicksedimente < 20 µm aus den Darß-Zingster Bodden die mit Abstand geringste Belastung auf. Um mehr als das 7-fache höhere Hg-Gehalte wurden in den Sedimenten aus der Unterwarnow

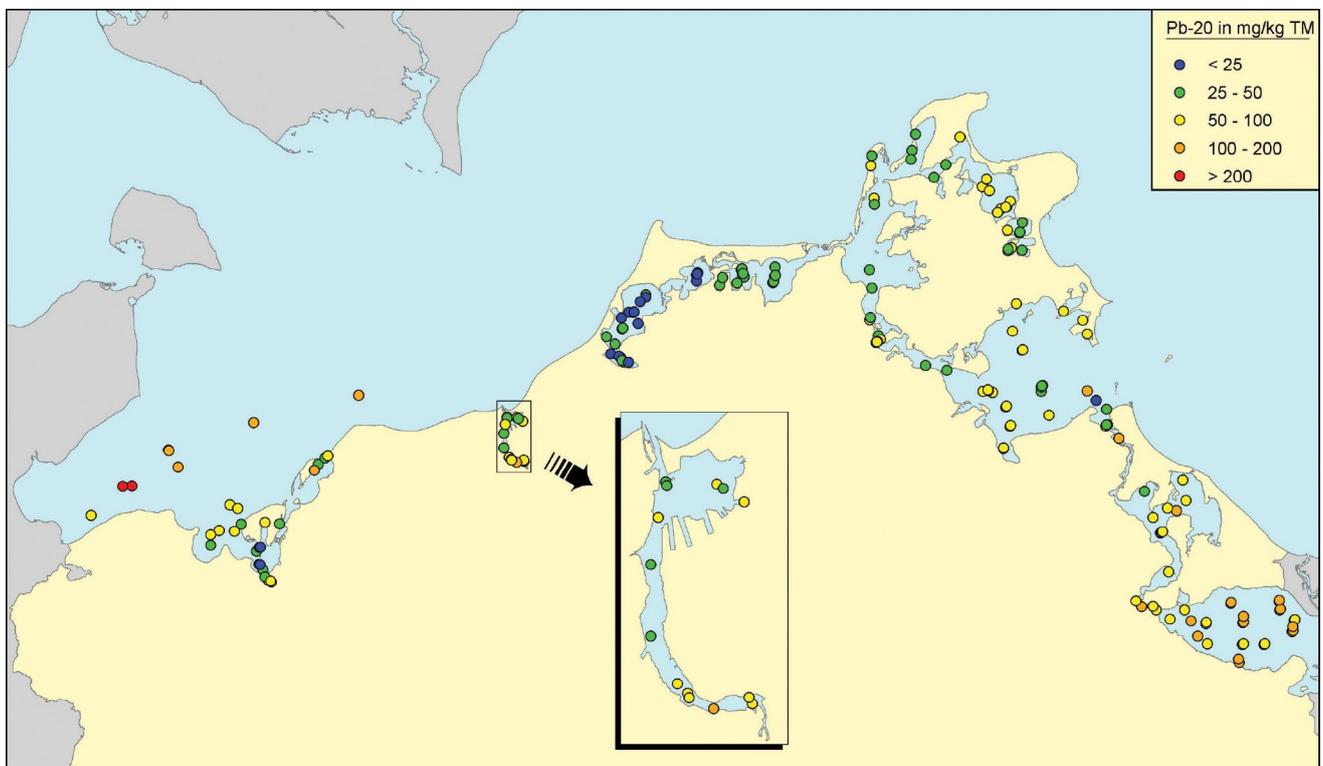


Abb. 5.4-1: Blei-Gehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 2000-2002 (BACHOR 2004)

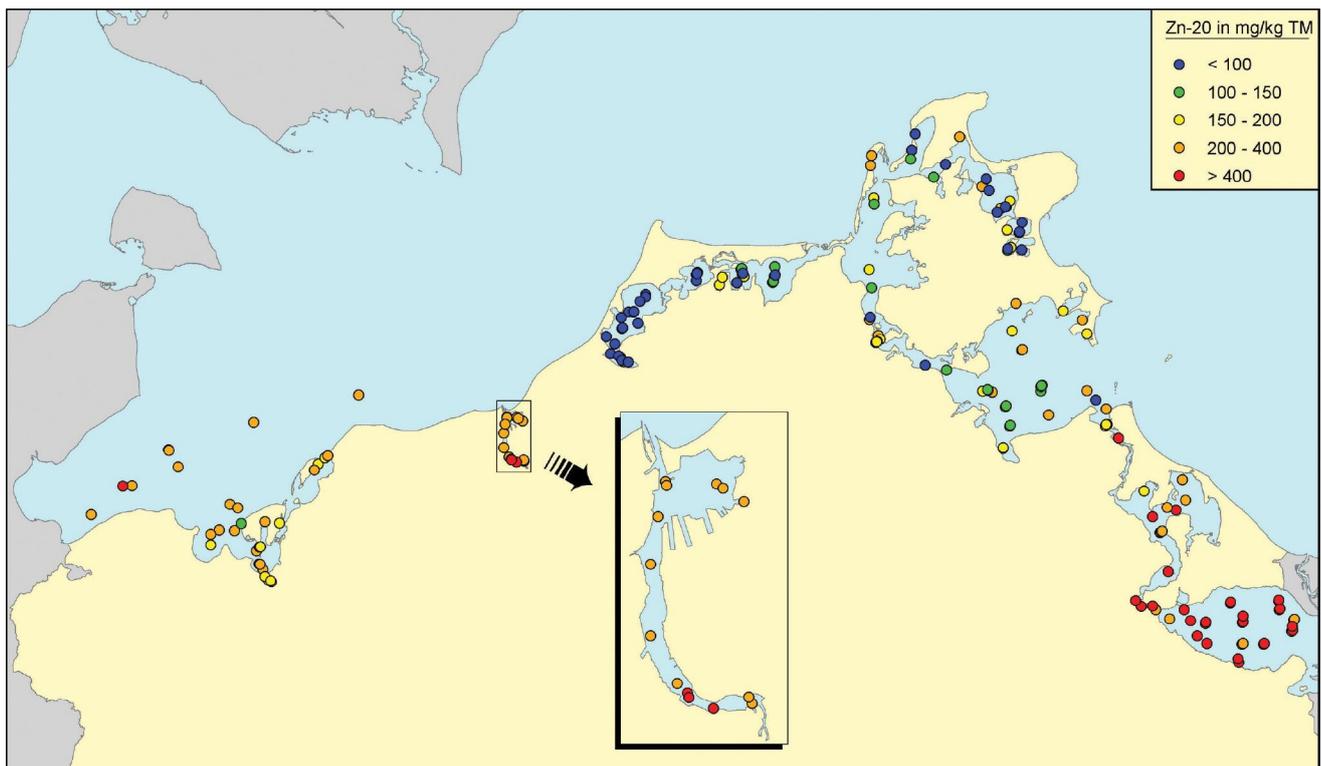


Abb. 5.4-2: Zink-Gehalte in Oberflächensedimenten (Feinkronfraktion < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 2000-2002 (BACHOR 2004)

und aus dem Haff nachgewiesen. In der Unterwarnow sind hierfür sehr wahrscheinlich Einträge aus dem urbanen Bereich verantwortlich zu machen. Quecksilber gelangte bis zur Einführung von Amalgamabscheidern in Zahnarztpraxen noch bis Anfang der 1990er Jahre in die Kanalisation, wo es noch über Jahre an den Wandungen haftete. Erst mit der Sanierung und/oder Reinigung der Kanalisationen versiegte diese Eintragsquelle.

Die Auswirkungen der o.g. Altlast im Bereich der Neustädter Bucht sind besonders ausgeprägt beim Element **Blei**. In keinem anderen Küstengewässern des Landes wurden so hohe Pb-Gehalte gemessen wie in der Lübecker Bucht (Abb. 5.4-1). Die mittlere Pb-Belastung der Schlicksedimente aus der Lübecker Bucht übersteigt die der Schlicksedimente aus der Darß-Zingster Boddenkette um etwa das 7-fache.

Generell wiesen die Schlicksedimente aus den Darß-Zingster Bodden die geringsten Schwermetallbelastungen auf. Alle anderen Küstengewässer wiesen mehr oder weniger starke Anreicherungen auf. Beim **Cadmium** waren die Sedimente aus dem Haff am stärksten angereichert. Im Mittel wurden hier um etwa 4-fach höhere Cd-Gehalte als in den Bodden südlich der Halbinsel Darß-Zingst angetroffen. In ähnlicher Größenordnung waren auch die Elemente **Chrom, Kupfer** und **Nickel** in den Haffsedimenten angereichert. Höhere Anreicherungen wiesen nur die Sedimente aus der Unterwarnow bezüglich Kupfer auf, wobei hier insbesondere erhöhte Gehalte im Bereich der Häfen und der

Werft zu verzeichnen waren, was auf die Verwendung kupferhaltiger Bootsanstrichstoffe zurückgeführt werden kann.

Die größte Differenzierung zeigten die Befunde bezüglich **Zink** (siehe auch Abb. 5.4-2). Gegenüber den niedrigen Zn-Gehalten der Sedimente aus den Darß-Zingster Bodden waren die des Haffs um das 14-fache angereichert. Die Akkumulation von Zn, wie auch die der anderen Schwermetalle, erfolgt im Haff fast ausschließlich an die Schwebstofffracht der Oder (EIDAM 2002). Die Schwebstoffe dieses Flusses sind durch erhöhte Schwermetallbelastungen charakterisiert (DAMKE et al. 2002, MEYER et al. 2002).

5.4.4 Schwermetalle und Arsen im Muscheln

In den Jahren 2000 und 2001 wurden im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) von 6 unterschiedlich belasteten Regionen der Küste auf den Gehalt an Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Kupfer, Quecksilber und Zink untersucht (GERCKEN et al. 2001, 2002). Da in den stark ausgesetzten östlichen inneren Küstengewässern keine Miesmuscheln anzutreffen sind, wurden diese Untersuchungen im Peenestrom und im Kleinen Haff an der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) durchgeführt (GERCKEN et al. 2001, 2002).

Tab. 5.4-4: Mittlere Schwermetallbelastung* von Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (mg/kg TM), errechnet aus sechs Messwerten

Gewässer/Bereich	Datum	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Miesmuschel									
Wismar-Bucht Wendorf	02.11.00	7,1	1,2	1,3	0,77	10,4<	2,0	0,12	183
	22.10.01<	2,0	1,1	1,2	0,68	10,1<	2,0	0,12	183
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	26.10.00	9,0	2,0	2,0	0,90	11,5<	2,0	0,11	280
	16.10.01	3,5	1,2	1,3	0,73	12,5<	2,0	0,09	210
nordöstlich Insel Poel	21.11.00	8,1	1,1	3,5	0,98	9,9<	2,0	0,08	280
	29.10.01	2,8	1,4	2,6	0,82	9,1	2,0	0,08	150
nördlich Warnemünde	20.11.00	8,6	0,90	2,7	1,0	8,9<	2,0	0,06	196
	17.10.01	3,3	1,0	2,3	0,82	9,7	2,6	0,06	157
nördlich Zingst	08.11.00	9,5	1,3	4,3	1,3	13,2	3,2	0,09	223
	13.11.01	2,9	1,6	3,6	1,2	13,2	3,3	0,09	182
nördlich Insel Usedom Oderbank	16.11.00	8,9	0,55	4,3	1,2	9,8	2,8	0,08	160
	14.11.01	5,0	1,2	4,4	1,3	10,8	3,6	0,10	170
Dreikantmuschel									
Peenestrom Zecheriner Brücke	18.10.00	3,4	2,8	0,25	1,3	24,2	12,9	0,07	129
	18.10.01	5,4	2,6	0,47	2,5	17,3	12,2	0,22	121
Kleines Haff Zentraler Bereich	10.10.00	3,7	3,5	0,61	1,3	15,4	11,6	0,09	119
	25.09.01	5,4	1,7	0,94	3,3	25,9	11,3	0,26	157

* Bei der Berechnung des Mittelwertes wurden Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze als Wert der Bestimmungsgrenze berücksichtigt.

Die Methodik zur Entnahme und Vorbehandlung von Muschelproben ist an die HELCOM-Richtlinie angelehnt (HELCOM 2000). An jedem Standort wurden je 3 Miesmuschel-Proben mittels Dredge gewonnen. Vor Entnahme der Weichkörper wurden jeweils 50 Individuen zu einer Mischprobe zusammengefasst. Zur Entnahme der Weichkörper wurden die Muscheln kurz in einem Mikrowellengerät bei schwächster Energiestufe bestrahlt, bis sich die Schalen gerade zu öffnen begannen. Das Herauslösen der Weichkörper erfolgte mit einem Glasschaber in einer Sterilbank. Bis zur analytischen Weiterbearbeitung wurden die Mischproben bei -20 °C eingefroren. Die tiefgefrorenen Muschelproben wurden dem Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) übergeben, dort auf -80 °C tiefgekühlt und anschließend einer Gefrietrocknung (ca. 72 h bei 0,13 mbar und 0 °C) unterworfen. Die so behandelten Proben wurden in einer Kugelmörsermühle kontaminationsfrei zu einem homogenen Pulver verrieben. Von den Homogenaten wurde jeweils ein Aliquot von mindestens 2 g Trockenmasse zur Schwermetallbestimmung an die Firma NORDUM – Institut für Umwelt und Analytik GmbH weitergegeben. Die Analyse erfolgte an je zwei Unterproben (Parallelbestimmung), so dass pro Revier 3 Proben bzw. 6 Unterproben untersucht wurden.

Die Schwermetallbelastungen der Mies- und Dreikantmuscheln an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns sind überwiegend nur durch geringfügige räumliche Belastungsunterschiede gekennzeichnet (Tab. 5.4-4).

Der **Bleigehalt** der Miesmuscheln lag im Mittel zwischen 0,55 und 2,0 mg/kg TM. Zwischen den 6 Revieren sind kaum Belastungsunterschiede auszumachen. Die zwischenjährlichen Unterschiede sind größer als die räumliche Variabilität. Die Dreikantmuscheln aus dem Peenestrom und dem Kleinen Haff wiesen 2 bis 3 mal höhere Bleigehalte als die Miesmuscheln auf (Tab. 5.4-4).

Der **Cadmiumgehalt** der Miesmuscheln bewegte sich im Durchschnitt zwischen 1,2 und 4,4 mg/kg TM. Die räumliche Variabilität der Gehalte war beim Cadmium vergleichsweise am höchsten. Die Proben aus der inneren Wismar-Bucht und der Unterwarnow, also in unmittelbarer Nähe anthropogener Belastungsquellen (Werften, Häfen), wiesen mit weniger als 2 mg/kg interessanterweise die geringsten Cadmiumgehalte auf. Das Belastungsniveau der Muscheln von den dazugehörigen Stationen der Außenküste, nordöstlich der Insel Poel und nördlich Warnemünde, lag dagegen um den Faktor 1,5 bis 2 höher (Tab. 5.4-4). Die höheren Gehalte vor Poel korrespondieren mit den mittleren Cadmium-Gehalten der Sedimente in der Mecklenburger Bucht, die ebenfalls höher waren, als die aus der Wismarer Bucht und auch die aus der Unterwarnow (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999). Die höchsten mittleren Cadmiumgehalte wurden mit 3,6 bis 4,4 mg/kg nördlich Zingst und auf der Oderbank gemessen. Der höchste Einzelwert lag im November 2001 bei 5,7 mg/kg. Die Anreicherung in den Tieren von der Oderbank steht im Zusammenhang mit der Cadmium-Beladung der Schwebstoffe vor Usedom

(GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999). Die höheren Gehalte vor Zingst sind dagegen nicht zu erklären. Die Cadmiumkonzentrationen der Dreikantmuscheln lagen mit 0,25 bis 0,94 mg/kg, trotz der Beeinflussung durch die Oder, erstaunlicherweise um Größenordnungen (Faktor 5 bis 10) unter den Miesmuschelwerten der Oderbank. Da jedoch bekannt ist, dass Organismen unterschiedlicher Arten über verschieden effiziente Entgiftungsmechanismen verfügen und der Schadstoffgehalt von einer Reihe exogener und endogener Faktoren abhängt (GERCKEN 1996), lässt sich die Anreicherung von Schwermetallen in Mies- und Dreikantmuscheln nicht ohne weiteres vergleichen.

Der durchschnittliche **Quecksilbergehalt** der Miesmuschelproben lag an den 6 Probenahmestellen zwischen 0,06 und 0,12 mg/kg TM. Die geringsten Konzentrationen wiesen die Muscheln nördlich Warnemünde auf, während die höchsten Werte von Muscheln aus der Wismar-Bucht stammen (**Tab. 5.4-4**). Die auffällig hohen Werte aus dem Jahr 1998 (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999) waren wieder auf das Niveau der Vorjahre zurückgegangen. Die räumliche als auch die zwischenjährliche Variabilität war (ausgenommen 1998) im bisherigen Untersuchungszeitraum sehr gering, so dass die Werte von 1998 höchstwahrscheinlich Artefakte sind. Die Quecksilbergehalte in den Dreikantmuschelproben lagen im Jahr 2000 in der gleichen Größenordnung wie die der Miesmuscheln. 2001 wurden allerdings 2-3 mal so hohe Werte nachgewiesen.

Die Gehalte der restlichen untersuchten Elemente **Arsen, Chrom, Kupfer, Nickel** und **Zink** (**Tab. 5.4-4**) zeigten im Vergleich mit den Werten der Vorjahre eine weitgehende Übereinstimmung. Der Arsengehalt der Miesmuscheln war im Jahr 2000 etwa um das 2- bis 3-fache höher als 2001. Die Gehalte der Elemente Arsen, Chrom und Zink im Gewebe der Dreikantmuschel hatten dieselbe Größenordnung wie die Miesmuschelwerte. Dagegen lagen die Kupfergehalte um das 2-fache und die Nickelgehalte sogar um das 4-fache über den Konzentrationen in den Miesmuscheln.

Ein Vergleich der mittleren Spurenmetallgehalte im Miesmuscheltissue des gesamten Untersuchungszeitraumes von 1994 bis 2001 lässt erkennen, dass sich mit Ausnahme der Abnahme von Arsen keine signifikante Änderung im Belastungsniveau der Muscheln vollzogen hat. Bis auf Cadmium war die räumliche Variabilität im Berichtszeitraum bei den untersuchten Elementen sehr gering (< Faktor 2). Für das Element Cadmium ist auffallend, dass die Muscheln aus der Wismar-Bucht und der Unterwarnow eine geringere Kontamination aufwiesen, als die der Außenreviere nordöstlich Insel Poel und nördlich Warnemünde, obwohl sie in unmittelbarer Nähe zu anthropogenen Belastungsquellen (Werften, Häfen) entnommen wurden.

Für die Elemente Cadmium, Chrom, Kupfer und Nickel wurden die höchsten Gehalte auf der Oderbank und der Station nördlich Zingst vorgefunden. Für die höheren Werte auf der Oderbank ist die Oder, als Haupteintragsquelle in die Pommersche Bucht, als Ursache zu nennen. Die höheren Werte auf der Station nördlich Zingst sind dagegen bisher nicht plausibel, da sich hier keine unmittelbaren Kontaminationsquellen befinden und dieses Seegebiet die allgemein beste Wasserqualität an der mecklenburg-vorpommerschen Küste aufweist. Ob hier ein Zusammenhang mit dem Munitionsaltlastengebiet besteht, konnte bisher nicht geklärt werden (NEHRING in prep.). Die höchsten mittleren Blei-, Zink- und Arsengehalte wurden in der Unterwarnow bzw. nördlich Warnemünde nachgewiesen und die höchsten Quecksilbergehalte traten in der Wismar-Bucht auf.

Vergleicht man die Gehalte der Elemente Cadmium, Kupfer, Quecksilber Blei und Zink in den mecklenburg-vorpommerschen Miesmuscheln mit den schwedischen Umweltqualitätskriterien für Biota der Ostsee (SEPA 2000 in DAHLKE/BRÜGMANN 2003) so ist festzustellen, dass sie fast ausnahmslos im Bereich von wenig bzw. ohne anthropogene Beeinflussung (Klasse 1) bzw. in wenigen Fällen im Bereich einer leichten anthropogenen Beeinflussung (Klasse 2) liegen. Eine leichte anthropogene Beeinflussung würde nach diesen Kriterien an allen Probenahmeorten für Zink und für die Probenahmeorte Oderbank und nördlich Zingst für die Elemente Cadmium und Kupfer vorliegen.

5.4.5 Organische Schadstoffe im Wasser

Gemäß Gewässerüberwachungserlass fanden Untersuchungen im Wasser monatlich an zwei Messstellen statt, die im Bereich erhöhter landseitiger Flusswassereinträge lagen. Dies waren die Messstelle UW4 in der Unterwarnow und die Messstelle KHM im Kleinen Haff. Darüber hinaus wurden im Jahre 2001 gefährliche Stoffe gemäß der EWG-Richtlinie 1976/464 untersucht. Im Rahmen dieser Sonderuntersuchungen wurden an vier Messterminen an drei Küstengewässer-Messstellen insgesamt 151 Stoffe untersucht. Neben der Messstelle KHM im Kleinen Haff fanden diese Untersuchungen in der Pommerschen Bucht (OB4) und in der südlichen Unterwarnow (UW2) statt. Die Wasserproben wurde im Auftrag des LUNG vom Labor für Umweltanalytik GmbH Schwerin analysiert.

Beide Messprogramme erbrachten eine Reihe von Positivbefunden bei den **leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen** (**Tab. 5.4-5**).

Relativ häufig kam Trichlormethan (Chloroform) vor, wobei die gemessenen Konzentrationen jedoch deutlich unter der Qualitätsnorm der 76/464-Richtlinie von 12 µg/l lagen.

Tab. 5.4-5: Nachweis leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe in den Ästuaren von Warnow und Oder im Zeitraum 2000-2002, alle Angaben in $\mu\text{g/l}$

Stoff	Bestimmungsgrenze	Anzahl der Messungen	Anzahl der Positivbefunde	Maximalkonzentration (Datum)
Unterwarnow (UW4)				
Trichlormethan	0,1	35	9	1,50 (20.03.2000)
Trichlorethen	0,1/0,02	35	2	0,59 (20.03.2002)
Tetrachlorethen	0,1/0,02	35	1	0,79 (20.03.2000)
Unterwarnow (UW2)				
Trichlormethan	0,02	4	2	0,53 (14.05.2001)
Tetrachlorethen	0,1	4	1	0,15 (16.05.2001)
Kleines Haff (KHM)				
Trichlormethan	0,1	36	12	0,83 (06.11.2001)
Dichlormethan	0,1	36	1	0,90 (06.03.2000)
Pommersche Bucht (OB4)				
Trichlormethan	0,02	4	2	0,35 (04.05.2001)

Auffällig waren die Positivbefunde für **Phosphorsäuretributylester** (Tributylphosphat), welcher in allen untersuchten Gewässern nachzuweisen war. Bereits bei früheren Untersuchungen in den Fließgewässern des Landes waren Alkylphosphate verbreitet nachgewiesen worden (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999).

Ebenfalls recht häufig traten Naphthalin und Fluoranthen, beides Stoffe aus der Gruppe der **polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe**, in messbaren Konzentrationen auf. Sie wurden allerdings nur in sehr geringen Konzentrationen bis maximal $0,013 \mu\text{g/l}$ gemessen.

Vereinzelt wurden eine Reihe von **Pflanzenschutzmittelwirkstoffen** nachgewiesen. Relativ häufig kam die als Wuchsstoff-Herbizid angewendete 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure im Kleinen Haff vor. Dieser Wirkstoff war erstmals bei Sonderuntersuchungen während des Sommerhochwassers der Oder im Jahre 1997 aufgefallen (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999). Die höchste gemessene Konzentration von 2,4-D lag nur wenig unterhalb des Zielvorgabewertes für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaften“ von $2 \mu\text{g/l}$. Neben 2,4-D wurde im Haff mehrfach auch Dichlorprop und Isoproturon nachgewiesen. Beides sind ebenfalls Herbizide, die breite Anwendung finden. Einzelnachweise waren im Kleinen Haff für MCPA, Ametryn, Atrazin und Simazin zu verzeichnen (**Tab. 5.4-6**). In der Unterwarnow kamen Diuron und Dichlorprop mehrfach vor. Von den Einzelbefunden fallen hier die relativ hohen Konzentrationen von Dikegulac und Bromacil ins Auge. Mit $2 \mu\text{g/l}$ wurde für Bromacil die Zielvorgabe für das Schutzgut „Aquatische Lebensgemeinschaft“ von $0,6 \mu\text{g/l}$ deutlich überschritten. Bromacil gehört zu der Gruppe der Diazinderivate. Es wird bevorzugt zur allgemeinen Bekämpfung von Gräsern und Unkräutern auf Nichtkultur-

land eingesetzt. Als mögliche Eintragsquelle kommt also ein Einsatz dieses Mittels im städtischen Bereich und im Hafengebiet in Frage.

5.4.6 Organische Schadstoffe im Schwebstoff

Über die Verteilung von organischen Spurenstoffen in Schwebstoffen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns liegen bisher nur wenige Daten vor. Überwiegend konnte nicht genügend Material für die Analytik gewonnen werden. Da chlorierte Kohlenwasserstoffe, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und andere organische Spurenstoffe meist nur eine geringe Wasserlöslichkeit aufweisen, kann jedoch die Belastung von Gewässern mit diesen Schadstoffen vor allem über das suspendierte partikuläre Material erfasst werden. Die im Zeitraum 1998-2000 durchgeführten Untersuchungen zur Verteilung organischer Spurenstoffe ermöglichen eine erste zusammenfassende Bewertung der Belastung des suspendierten partikulären Materials im Kleinen Haff (EIDAM 2002).

Danach ist die summarische PAK-Belastung (16 Einzelverbindungen nach EPA) im westlichen Oderästuar als gering einzustufen. Saisonale Variationen mit höheren PAK-Gehalten in den Wintermonaten und geringeren Werten im Frühjahr und Sommer sind wahrscheinlich neben den „Verdünnungseffekten“ durch erhöhte TOC-Konzentrationen im Sommerhalbjahr auch durch Auswirkungen der Heizperiode bedingt.

Hinsichtlich der Gehalte an Hexachlorbenzen (HCB) und der Isomere des Hexachlorcyclohexans (HCHs) sind die Schwebstoffe des westlichen Oderästuars als unbelastet

Tab. 5.4-6: Nachweise von Pflanzenschutzmitteln in den Ästuaren von Warnow und Oder im Zeitraum 2000-2002, alle Angaben in µg/l

Stoff	Bestimmungsgrenze	Anzahl der Messungen	Anzahl der Positivbefunde	Maximalkonzentration (Datum)
Unterwarnow (UW4)				
Diuron	0,01	35	3	0,05 (15.06.2000)
Dichlorprop	0,05	35	2	0,13 (20.10.2000)
Dikegulac	0,50	35	1	1,28 (08.10.2001)
Isoproturon	0,02	35	1	0,15 (15.06.2000)
Simazin	0,02	35	1	0,24 (15.06.2000)
Metazachlor	0,20	35	1	0,05 (20.09.2001)
Unterwarnow (UW2)				
Bromacil	0,02	4	1	2,00 (18.04.2001)
Kleines Haff (KHM)				
2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	0,05	32	7	1,68 (17.04.2001)
Dichlorprop	0,05	36	6	2,00 (14.02.2001)
Isoproturon	0,02	36	5	0,12 (21.06.2000)
MCPA	0,01	36	1	0,48 (17.05.2000)
Ametryn	0,04	36	1	0,050 (24.07.2002)
Atrazin	0,01	36	1	0,048 (29.08.2001)
Simazin	0,02	36	1	0,092 (21.06.2000)

bzw. gering belastet zu bewerten, da von den genannten Verbindungen nur das γ -HCH (Lindan) in zwei Proben des Kleinen Haffs oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/kg TM gemessen wurden. Die Gehalte der Isomere des DDT und DDD lagen zwischen < 0,1 bis 20 µg/kg TM und sind als sehr gering belastet zu charakterisieren. Da die Konzentrationen der metabolischen Abbauprodukte DDD und DDE gegenüber den Isomeren der Ausgangsverbindung DDT überwiegen, kann die Belastung mit Chlorpestiziden generell als rückläufig bewertet werden.

5.4.7 Organische Schadstoffe im Sediment

Anders als bei den Schwebstoffen, liegen für Sedimente umfangreiche Datensätze zur Belastung mit organischen

Schadstoffen vor, so dass anhand dieser Daten ein umfassender Überblick über die Belastung aller Küstengewässer des Landes mit organischen Schadstoffen gegeben werden kann. Die Summengehalte der wichtigsten Stoffgruppen sind für die unfraktionierten Oberflächensedimente in **Tabelle 5.4-7** zusammengestellt worden.

Für die **PAK** liegen die Belastungsschwerpunkte im Bereich der Hafenstädte Rostock und Stralsund sowie im Einflussbereich der Oder. Deutlich erhöht sind auch die PAK-Gehalte in den Sedimenten der Mecklenburger Bucht, liegen sie doch im Mittel um mehr als das Doppelte über denen der Sedimente aus den Darß-Zingster und Rügensch Bodden (**Abb. 5.4-3**).

Die Summenkonzentration von 21 Kongeneren der **polychlorierten Biphenyle** (PCB 21) zeigt ebenfalls deutliche

Tab. 5.4-7: Mittlere Gehalte organischer Schadstoffe in Schlicksedimenten aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2000-2002, alle Angaben in µg/kg TM

Gewässer	n	PAK6	PAK16	PCB21	DDTs	HCHs	HCB	TBT
Mecklenburger Bucht	7	730	1.304	22,0	49,1	0,32	0,25	24
Wismar-Bucht inkl. Salzhaff	20	537	899	37,5	34,3	0,19	0,70	226
Unterwarnow	16	1.934	4.023	224	229	1,89	0,98	954
Darß-Zingster Bodden	20	395	678	5,3	31,1	0,16	0,15	18
Rügensch Bodden	14	304	532	4,2	3,4	0,14	0,10	14
Strelasund	9	1.107	1.853	11,9	12,7	0,30	0,40	72
Greifswalder Bodde	14	417	771	12,2	41,3	0,30	0,18	72
Peenestrom	14	687	1.272	31,5	80,2	0,75	0,44	61
Kleines Haff	10	1.167	2.253	17,3	154	1,14	1,66	64

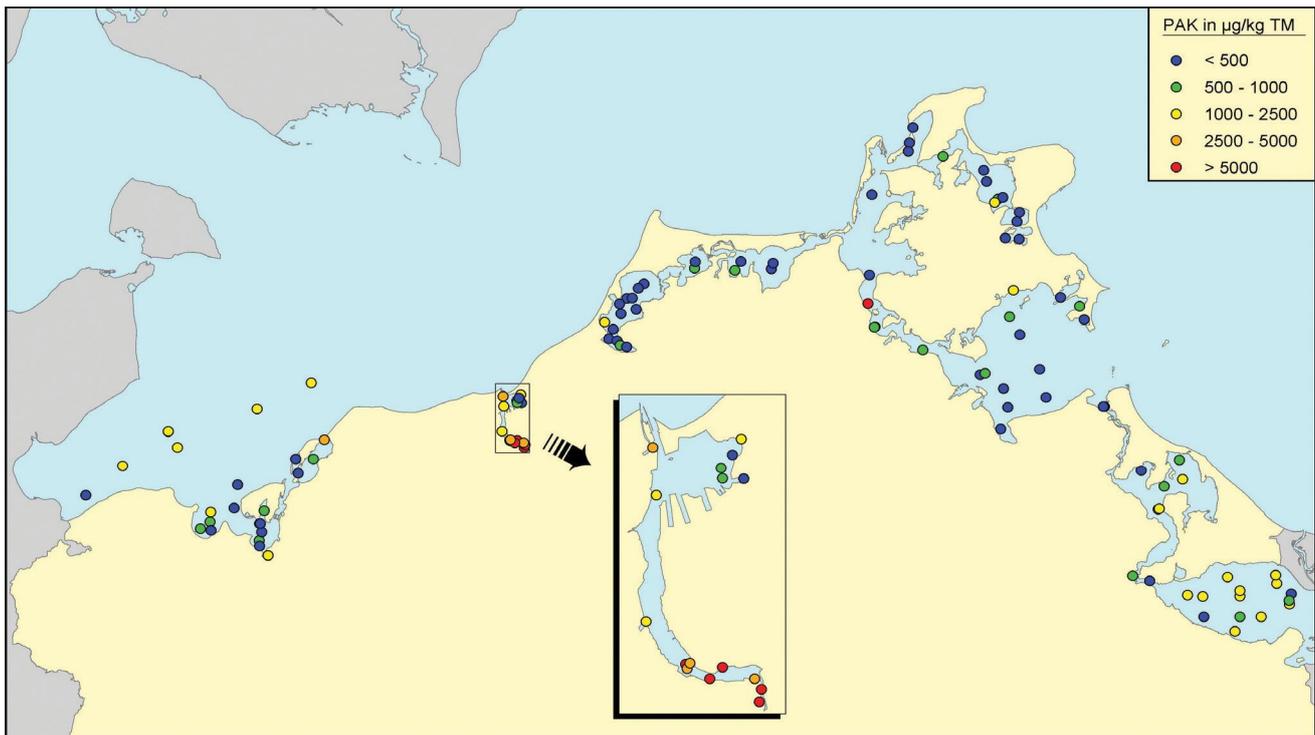


Abb. 5.4-3: PAK-Befunde in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2000 – 2001

räumliche Belastungsunterschiede in den Sedimenten aus den einzelnen Küstengewässern an. Die mit Abstand höchsten Gehalte wurden in der Unterwarnow gemessen. Im Mittel waren die Gehalte in den Sedimenten aus der Unterwarnow um das 10- bis 50-fache gegenüber den Gehalten der Sedimente aus den anderen Regionen angereichert. Sehr niedrige PCB-Gehalte wurden in den Sedimenten aus den Darß-Zingster und Rügenischen Bodden bestimmt.

Die unterschiedlichen Gruppen der chlorierten Kohlenwasserstoffe zeigen ein sehr ähnliches Verteilungsmuster, wenn auch auf unterschiedlichem Konzentrationsniveau. DDT und seine Metabolite kommen in der Summe noch in Konzentration vor, die um eine 10er Potenz über den Summenkonzentrationen des HCHs liegen. Für beide Substanzklassen wurden die höchsten Gehalte in der Unterwarnow gemessen. Relativ erhöht waren auch die Befunde aus dem Kleinen Haff, während die niedrigste Belastung wiederum für die Sedimente der Darß-Zingster und der Rügenischen Bodden angetroffen wurde. Für HCB wurde ein fast identisches Verteilungsmuster erhalten, mit der Ausnahme, dass die höchsten Gehalte in den Sedimenten des Haffs bestimmt wurden.

Tributylzinn (TBT) gehört zu den giftigsten Stoffen, die bisher in die Umwelt gelangt sind. TBT wird seit den 1950er Jahren industriell hergestellt und als Antifoulingmittel eingesetzt. Obwohl aufgrund gesetzlicher Beschränkungen seit 1989 die Anwendung zinnorganischer Verbindungen als Anstrichstoff für Sportboote bis 25 m Länge EU-weit verboten ist, ist bisher in den Küstengewässern Deutschlands keine signifikante Abnahme der TBT-Belastung fest-

zustellen (NEHRING 1999). In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gehört die Bestimmung zinnorganischer Verbindungen seit 1998 zum Küstengewässer-Monitoring des LUNG. Die Analysen wurden im Auftrag des LUNG größtenteils vom Limnologischen Institut Dr. Nowak durchgeführt. Die mit Abstand höchsten TBT-Belastungen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns wurden in der Unterwarnow gemessen, dem Gewässer mit der höchsten Schifffahrtsdichte. Generell sind hohe TBT-Befunde meist in Hafenschlickens oder aber in der Nähe von Häfen zu finden. Einen Überblick über die im Zeitraum 2000-2001 gemessenen Einzelbefunde sind den **Anlagen 5-29 bis 5-38** zu entnehmen. Wie die Darstellung der Ergebnisse zeigt, sind die Sedimente in den Nähe von Häfen und Werften besonders stark TBT-belastet. (**Abb. 5.4-4**).

5.4.8 Organische Schadstoffe in Muscheln

In den Jahren 2000 und 2001 wurden durch das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie einmal pro Jahr im Herbst Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) von 6 unterschiedlich belasteten Regionen der mecklenburg-vorpommerschen Küste auf den Gehalt an organischen Schadstoffen untersucht (GERCKEN et al. 2001, 2002). Da die Miesmuschel auf Grund des geringen Salzgehalts im Peenestrom und im Kleinen Haff nicht mehr vorkommt, wurden die Schadstoffuntersuchungen an der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) durchgeführt (GERCKEN et al. 2001, 2002).

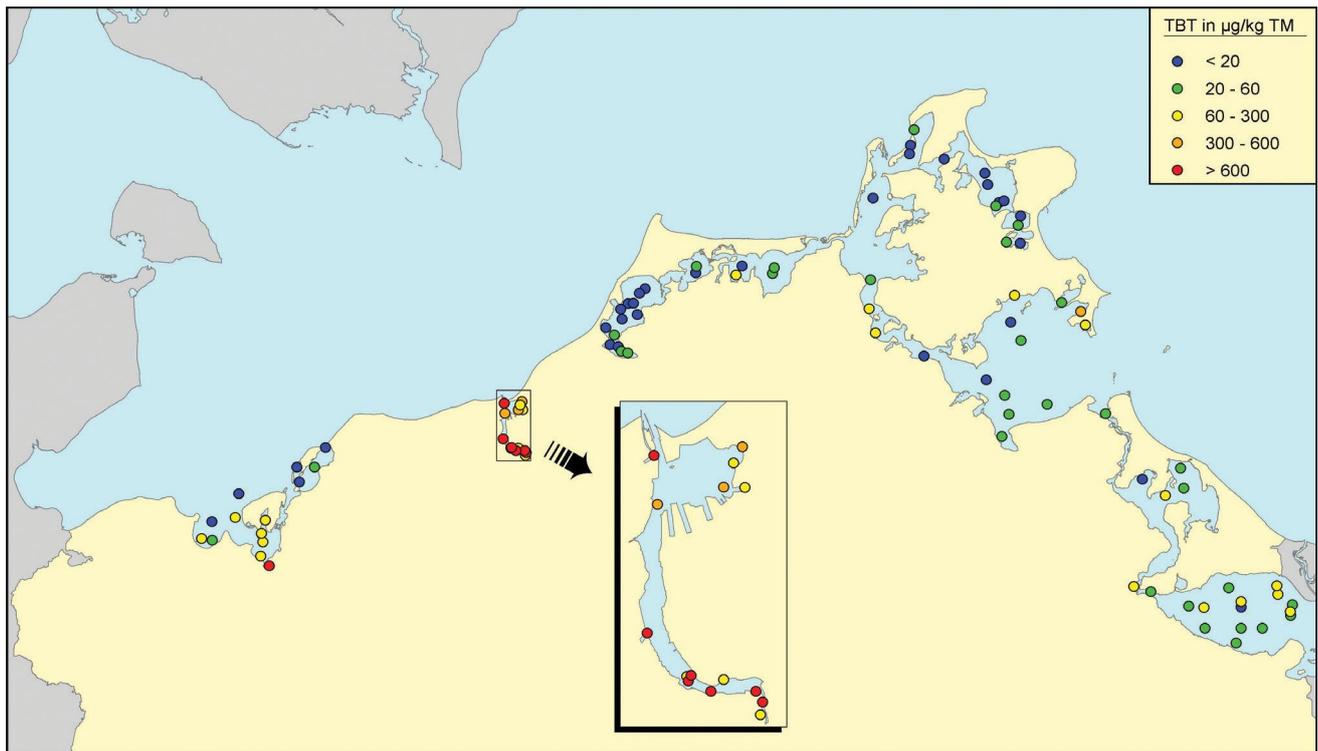


Abb. 5.4-4: TBT-Befunde in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2000 – 2001

Das Muschelfleisch wurde auf die Chlorpestizide β -HCH, (δ -HCH), γ -HCH, HCB, o,p'-DDT, p,p'-DDT, o,p'-DDD, p,p'-DDD, o,p'-DDE, p,p'-DDE sowie auf die PCB-Kongeneren Nr. 28, 52, (90), 101, (110), 118, 138, 153, (163 + 164), 180, (194) hin untersucht. Die in Klammern gesetzten Verbindungen wurden nur an der Dreikantmuschel untersucht.

Hexachlorcyclohexan-Isomere (HCH) und **Hexachlorbenzol (HCB)** gehören zur Gruppe der Organochlorpestizide. Das technische Produkt HCH enthält neben dem eigentlichen Insektizid „Lindan“ (γ -HCH) auch andere HCH-Isomere, von denen jedoch nur α -, β - und δ -HCH von Bedeutung sind.

Die in den Jahren 2000 und 2001 vorgefundenen mittleren Lindan-Gehalte (γ -HCH) im Muschelfleisch lagen im Bereich von 0,17 bis 0,99 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Unterschiede in der Kontamination von Miesmuscheln und Dreikantmuscheln waren anhand der vorliegenden Daten nicht festzustellen (**Tab. 5.4-8**). Etwas höhere Lindan-Gehalte wurden in den Miesmuscheln aus der Unterwarnow und der Wismarer Bucht gefunden. Bis auf einen Positivbefund nördlich Usedom lagen die β -HCH-Gehalte im Miesmuschelfleisch unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Die Messungen der Isomere α - und δ -HCH wurden seit 1997 nicht mehr durchgeführt, da die Gehalte in der Miesmuschel durchweg unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM lagen.

Die Kontamination der Muscheln mit HCB war im gesamten Untersuchungsgebiet sehr gering, bzw. nicht mehr nachweisbar.

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist die Bezeichnung für ein technisches Produkt, welches ein Gemisch aus verschiedenen Chlorkohlenwasserstoffen (vor allem p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDE) ist, wobei nur p,p'-DDT das eigentlich wirksame Insektizid darstellt.

Die durchschnittlichen Gesamt-DDT-Gehalte in den Mies- und Dreikantmuscheln lagen zwischen 8,6 und 92,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM (**Tab. 5.4-9**).

Die ermittelten Daten weisen sowohl eine hohe räumliche als auch zwischenjährliche Variabilität auf. Die höchste DDT-Belastung wurde in Miesmuscheln aus der Unterwarnow und der inneren Wismar-Bucht angetroffen. Im Jahr 2000 traten auch in den Dreikantmuscheln aus dem Kleinen Haff hohe Gehalte auf. Die Werte lagen in der Wismar-Bucht und Unterwarnow um den Faktor 2 über den Gehalten der äußeren Reviere nördlich Poel und Warnemünde. Die geringsten DDT-Gehalte wurden in den 2 Untersuchungsjahren überwiegend in den Muschelproben nördlich Zingst analysiert. Die hohen Werte für die Summe der DDT-Verbindungen aus der Unterwarnow im Jahr 2001, mit Werten über 90 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM sind im Wesentlichen auf die hohen p,p'-DDD- und p,p'-DDE Werte zurückzuführen. Das DDD / DDT-Verhältnis ist für Biota untypisch und lässt auf andere Ursachen als den metabolischen Abbau von DDT schließen. Der relativ hohe DDT-Wert von 8,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM ist möglicherweise auf eine aktuelle Belastung zurückzuführen.

Tab. 5.4-8: Mittlere Belastung der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) mit HCH und HCB in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ($\mu\text{g}/\text{kg TM}$), errechnet aus sechs Messwerten

Gewässer/Bereich	Datum	β -HCH	δ -HCH	γ -HCH	HCB
Miesmuschel					
Wismar-Bucht Wendorf	02.11.00<	0,5		0,83<	0,5
	22.10.01<	0,5<		0,5<	0,5
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	26.10.00<	0,5<		0,5<	0,5
	16.10.01<	0,5		0,99<	0,5
nordöstlich Insel Poel	21.11.00<	0,5		0,56<	0,5
	29.10.01<	0,5<		0,5<	0,5
nördlich Warnemünde	20.11.00<	0,5<		0,5<	0,5
	17.10.01<	0,5		0,52<	0,5
nördlich Zingst	08.11.00<	0,5		0,63<	0,5
	13.11.01<	0,5<		0,5<	0,5
nördlich Insel Usedom Oderbank	16.11.00<	0,5<		0,5<	0,5
	14.11.01<	0,5<		0,5<	0,5
Dreikantmuschel					
Peenestrom Zecheriner Brücke	18.10.00		0,05	0,56	0,29
	18.10.01<		0,10	0,17	0,27
Kleines Haff Zentraler Bereich	10.10.00		0,12	0,56	0,26
	25.09.01<		0,10	0,20	0,46

Tab. 5.4-9: Mittlere Belastung der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) mit DDT in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ($\mu\text{g}/\text{kg TM}$), errechnet aus sechs Messwerten

Gewässer/Bereich	Datum	o,p'-DDE	p,p'-DDE	o,p'-DDD	p,p'-DDD	o,p'-DDT	p,p'-DDT	Σ DDT
Miesmuschel								
Wismar-Bucht Wendorf	02.11.00	0,73	20,2	2,9	11,4	1,2	5,9	42,3
	22.10.01<	0,5	11,7<	0,5	6,0	0,94	2,5	21,7
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	26.10.00<	0,5	31,2<	0,5	0,74	1,5	1,3	35,4
	16.10.01<	0,5	39,0	4,5	38,2	2,4	8,4	92,7
nordöstlich Insel Poel	21.11.00<	0,5	9,5	0,69	1,8	1,8	2,6	15,7
	29.10.01<	0,5	6,3	0,50	1,8	1,5	2,5	12,7
nördlich Warnemünde	20.11.00	0,66	11,8	1,1	2,7	1,1	4,1	21,5
	17.10.01<	0,5	7,5<	0,5	2,5	0,96	2,3	13,7
nördlich Zingst	08.11.00	1,2	7,7	0,61	1,4	0,57	2,0	13,4
	13.11.01<	0,5	4,7<	0,5	1,5	0,64	1,2	8,6
nördlich Insel Usedom Oderbank	16.11.00<	1,0	14,0	0,72	1,3	0,83	2,0	19,9
	14.11.01<	0,5	5,5<	0,5	1,2	1,6	2,1	10,9
Dreikantmuschel								
Peenestrom Zecheriner Brücke	18.10.00	0,79	19,67	2,83	7,89	0,08	0,32	31,6
	18.10.01	0,25	6,2	1,0	2,0<	0,10	0,33	9,9
Kleines Haff Zentraler Bereich	10.10.00	1,91	36,03	4,80	12,07	0,11	0,14	55,1
	25.09.01	0,33	7,9	4,8	1,8<	0,10	0,35	15,3

Tab. 5.4-10: Mittlere Belastung der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) mit PCBs in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns ($\mu\text{g}/\text{kg TM}$), errechnet aus sechs Messwerten

Gewässer/Bereich	Datum	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180	Σ PCB
Miesmuschel									
Wismar-Bucht Wendorf	02.11.00	0,75	1,0	2,4	4,2	21,5	36,5	4,7	71,0
	22.10.01<	0,5	0,55	3,4	3,0	14,5	27,2	2,7	51,6
Unterwarnow Werftstandort Warnemünde	26.10.00	2,6	3,9	24,7	14,5	64,2	96,0	17,2	223,0
	16.10.01	1,88	4,0	22,0	12,7	53,2	88,7	12,0	194,4
nordöstlich Insel Poel	21.11.00<	0,5<	0,5	0,50	1,3	3,2	4,7<	0,5	10,5
	29.10.01<	0,5<	0,5	1,2	1,1	3,9	6,2<	0,5	13,1
nördlich Warnemünde	20.11.00<	0,5	0,74	1,3	1,5	5,7	8,5	0,90	18,9
	17.10.01<	0,5	0,61	1,4	1,3	5,7	8,7	0,96	19,1
nördlich Zingst	08.11.00	0,88	0,76<	0,5	0,81	3,3	4,7<	0,5	11,1
	13.11.01<	0,5<	0,5	0,82	0,95	3,3	5,1	0,61	11,2
nördlich Insel Usedom Oderbank	16.11.00<	0,5	0,52	0,71	0,71	3,3	5,5	0,65	11,2
	14.11.01<	0,5<	0,5<	0,5	0,74	1,9	3,0<	0,5	7,1
Dreikantmuschel									
Peenestrom	18.10.00	0,34	0,28	2,07	0,58	3,53	3,93	1,68	12,93*
Zecheriner Brücke	18.10.01	0,5	0,59	1,8	0,61	2,6	2,5	1,4	10,2*
Kleines Haff	10.10.00	0,43	0,32	2,37	0,64	4,31	5,06	2,41	16,3*
Zentraler Bereich	25.09.01	0,24	0,22	1,4	0,64	2,4	2,5	1,6	9,2*

*Summe aus 12 PCBs

Polychlorierte Biphenyle (PCB) bilden eine Gruppe chlororganischer Verbindungen, die je nach Chlorierungsgrad theoretisch bis zu 209 verschiedene Einzelkomponenten (Kongeneren) enthalten kann. Die einzelnen Kongeneren unterscheiden sich beträchtlich in ihren physikalischen, chemischen und toxikologischen Eigenschaften. Eine besonders hohe Toxizität – vergleichbar der von Dioxinen und Furanen – besitzen die koplarenen PCB-Kongeneren (z.B. PCB-118).

In den Jahren 2000 und 2001 wurden in den Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns durchschnittliche Gesamt-PCB-Gehalte zwischen 7,1 und 223 $\mu\text{g}/\text{kg TM}$ gefunden (Tab. 5.4-10). Die durchschnittlichen Werte zeigen zwischen den einzelnen Probenahmestellen eine noch stärkere Variabilität als die DDT-Werte. Die zwischenjährliche Variabilität ist dagegen nicht so stark

ausgeprägt. Die mit Abstand höchsten PCB-Gehalte wurden im Muschelfleisch aus der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde gemessen, gefolgt von den Muscheln aus der inneren Wismar-Bucht, die etwa um den Faktor 3 geringer ausfielen. Die Muscheln aus der Wismar-Bucht waren im Durchschnitt um den Faktor 7 und die aus der Unterwarnow um den Faktor 11 höher belastet als die Muscheln nordöstlich Poel bzw. nördlich Warnemünde. Die hohe Belastung der Hafen- und Werftstandorte ist mit einiger Sicherheit auf PCB-Altlasten im Sediment zurückzuführen. Die geringsten PCB-Gehalte wurden im Untersuchungszeitraum in den Muschelproben von der Oderbank und nördlich Zingst gefunden. Die PCB-Belastung der Dreikantmuscheln ist vergleichbar mit der Belastung der Miesmuscheln an der Außenküste.

5.5 Qualitätssicherung im Küstenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern

Um die Richtigkeit und vor allem die Vergleichbarkeit von Monitoring-Daten dauerhaft zu gewährleisten, ist ein Qualitätssicherungssystem in allen involvierten Laboren unumgänglich. Aus diesem Grund wurde im Labor für Küstengewässeruntersuchungen in Stralsund im Rahmen eines vom Umweltministerium des Landes initiierten Projektes seit September 1999 ein Qualitätsmanagementsystem nach DIN EN ISO 17025¹ eingeführt, umgesetzt und aufrechterhalten.

Das Labor für Küstengewässeruntersuchungen ist als Dezernat 840 Bestandteil des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG). Arbeitsgrundlage für das Laboratorium ist neben dem jeweils gültigen Geschäftsverteilungsplan des LUNG der jährliche Gewässerüberwachungserlass des Umweltministeriums in Mecklenburg-Vorpommern.

Aufgabe des Labors ist die Analytik im Rahmen des Küstenmonitorings in den inneren und äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Aus diesem Grund unterliegen die im Labor durchgeführten Untersuchungen auch den Festlegungen des Bund-Länder-Messprogramms für Nord- und Ostsee (BLMP) und dem HELCOM-Manual².

Schwerpunkte eines normgerechten Qualitätssicherungssystems sind die Validierung der im Monitoring eingesetzten Prüfverfahren sowie die Planung, Durchführung und Auswertung von Maßnahmen der internen und externen Qualitätssicherung.

Folgende Ergebnisse konnten im Berichtszeitraum unter anderen erreicht werden:

1. Es existiert ein dem Tätigkeitsbereich des Labors angemessenes Qualitäts-Managementsystem.
2. Es liegt ein normkonformes Qualitätsmanagement-Handbuch vor.
3. Für alle physikalischen und chemischen Prüfverfahren im Labor existieren einheitliche Standardarbeitsanweisungen.
4. Bei der Durchführung der Prüfverfahren im Labor werden verschiedene Qualitätssicherungs- und Kontrollmaßnahmen umfassend und regelmäßig angewendet.

Dazu gehören:

- problemorientierte Kalibrierung,
- Einsatz von (zertifizierten) Referenzmaterialien,
- Führung von Blindwert- und Mittelwert-Kontrollkarten,
- Teilnahme an Ringversuchen und Laborvergleichen,

z.B. QUASIMEME , BEQUALM , BLMP.

5. Verfahren zur normgerechten Lenkung von Dokumenten und von Qualitäts- sowie technischen Aufzeichnungen im Labor sind vorhanden.
6. Regelungen zur Lenkung fehlerhafter Prüfarbeiten und daraus abzuleitender Korrektur- und Vorbeugemaßnahmen sind vorhanden.
7. Es wurden regelmäßig interne Audits in verschiedenen Laborbereichen und interne Mitarbeiterschulungen zu verschiedenen Themen durchgeführt.
8. Die Rückverfolgbarkeit der Proben im Labor ist gewährleistet.

Entsprechend dem Stand des Qualitätssicherungssystems und im Hinblick auf eine verbesserte internationale Akzeptanz der übermittelten Analyseergebnisse ist eine Akkreditierung als Kompetenzfeststellung für diesen eigenständigen Laborbereich rechtzeitig geplant und intensiv vorbereitet worden. Nach eingehender Begutachtung ist das Labor für Küstengewässeruntersuchungen in Stralsund durch die Deutsche Akkreditierungsstelle Mineralöl GmbH (DASMIN) im Sommer 2002 erfolgreich akkreditiert worden.

Argumente, die für diesen Weg sprechen, sind:

- Die Glaubwürdigkeit und Zuverlässigkeit des Labors, die Transparenz nach Innen und Außen sowie die Akzeptanz der Analysendaten verbessern sich.
- Die Abläufe im Labor sind klarer geregelt und eindeutig festgelegt.
- Durch die aktive Einbeziehung sind die Labormitarbeiter motivierter und kritischer.
- Regelmäßige und dokumentierte Kontrollen des Probeneingangs, der eingesetzten Waagen, Thermometer und Pipetten vermeiden (böse) Überraschungen.

Neben der konsequenten Fortführung aller qualitätssichernden Maßnahmen im Labor sind zukünftig insbesondere folgende Aufgaben zu bearbeiten:

1. umfassende Vorbereitung der kontinuierlich stattfindenden Überwachungsaudits durch die DASMIN zur Aufrechterhaltung der Akkreditierung,
2. Einbeziehung der Probenahme- und Prüfverfahren einschließlich aller Probenahme- und Messtechnik auf dem neuen Gewässerüberwachungs- und Ölbekämpfungsschiff (GÖS) „Strelasund“ in das Qualitätsmanagementsystem des Labors für Küstengewässeruntersuchungen in Stralsund,
3. Erweiterung des bestehenden Qualitätsmanagementsystems auf andere Bereiche im Gemeinschaftslabor in Güstrow.

¹ Die Norm 17025 ist seit April 2000 in Kraft, gilt als Ersatz für die DIN EN ISO 45001 und legt umfassend die „Allgemeine(n) Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien“ fest.

² Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM

³ Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe

⁴ Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programms

5.6 Zusammenfassung

Das Auftreten temperaturübernormaler Jahre in den Neunzigern setzte sich in den Jahren 2000, 2001 und 2002 fort. Die Jahresmittel der Lufttemperatur lagen in allen drei Jahren über dem langjährigen Normalwert. Der Sommer 2002 war im Bereich der südlichen Ostsee der zweitwärmste seit 1890. Demzufolge war auch die Wassertemperatur der Küstengewässer im Berichtszeitraum überdurchschnittlich. Das Jahr 2002 zeigte im Gebietsmittel mit durchschnittlich +1 Grad die höchste Temperaturabweichung. Die Ostsee ist ein Brackwassermeer und wird durch diskontinuierlichen Wasseraustausch mit der Nordsee mit salz- und sauerstoffreichem Wasser versorgt. Während die Salzgehaltswerte im Oberflächenwasser im Durchschnitt annähernd normal waren, ließen die Messungen im bodennahen Wasser in allen drei Jahren kleinere Salzwassereinträge in den Sommer- und Herbstmonaten erkennen, die jedoch in der Regel nur bis zur Darßer Schwelle vordrangen und nicht für eine ausreichende „Belüftung“ der tieferen Becken der Ostsee sorgten.

Regelmäßig im Spätsommer und Herbst ist die Lübecker und westliche Mecklenburger Bucht von Sauerstoffmangel betroffen. Auch im Zeitraum 2000 bis 2002 wurden hier im Bodenwasser wieder kritische Sauerstoffgehalte gemessen, wobei vor allem das sehr warme Jahr 2002 problematisch war. Die warme und windstille Wetterlage, die hohen Nährstoffeinträge und die intensive thermohaline Schichtung führten im August und September 2002 zu einer ausgeprägte Sauerstoffmangelsituation in der gesamten westlichen Ostsee. Von den inneren Küstengewässern war lediglich die Wismarer Bucht und die Unterwarnow lokal von Sauerstoffmangel betroffen.

Für die Belastung der Küstengewässer mit Nährstoffen ist das Abflussgeschehen von außerordentlicher Bedeutung, da gegenwärtig nicht nur Stickstoff sondern zunehmend auch Phosphor aus diffusen Quellen kommt. Besonders das Jahr 2002 war mit extrem hohen Niederschlägen und hohen Abflussmengen durch erhebliche Phosphor- und Stickstoffeinträge gekennzeichnet. In den inneren Küstengewässern werden generell höhere Konzentrationen als an der Außenküste vorgefunden. Während die Phosphatwerte in der Regel um das 2- bis 3-fache höher sind, können die Nitratkonzentrationen die Werte der vorgelagerten Ostsee um Größenordnungen überschreiten. Besonders hohe Werte fanden sich in der Unterwarnow und im Kleinen Haff. Seit Anfang der 1990er Jahre war in den Küstengewässern eine Verringerung der Phosphatkonzentrationen zu beobachten. Seit etwa 1997 wurde eine Stabilisierung auf niedrigerem Niveau registriert. Im Berichtszeitraum nahmen die Konzentrationen wieder leicht zu. Die Ursachen sind vermutlich in den erhöhten Phosphateinträgen aber auch in der Remobilisierung von Phosphat aus den Sedimenten zu

suchen. Da Nitrat zu einem überwiegenden Teil aus diffusen Quellen stammt, sind die Nitratkonzentrationen sehr eng mit dem Abflussgeschehen verbunden. Eine generelle Entwicklung ist deshalb schwer nachzuweisen, obwohl im Berichtszeitraum gebietsweise ein leicht abnehmender Trend zu beobachten war.

Die inneren Küstengewässer besitzen nach wie vor ein sehr hohes Eutrophierungspotential. Dadurch erreicht der überwiegende Teil der Gewässer im Berichtszeitraum lediglich einen eu- bis polytrophen Zustand (Güteklasse 3-5). Die sich seit 1995 andeutende Tendenz zur Verbesserung stabilisierte sich in den Jahren 2000 bis 2002. In den äußeren Küstengewässern trat dagegen eine leichte Verschlechterung der Trophiesituation ein.

Im Zeitraum der Jahre 2000 bis 2002 wurden in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern insbesondere in den Winter- und Frühjahrsmonaten lokal ungewöhnliche und extreme Phänomene hinsichtlich der Phytoplanktonentwicklung beobachtet. Besonders bemerkenswert ist die bereits in den Monaten Januar und Februar beginnende und bis in die Zeit des Frühjahrsalgenwachstums anhaltende intensive Entwicklung von Cryptoflagellaten in den östlichen Seegebieten. Langjährig beobachtete Aspektwechsel blieben aus oder zeigten sich zeitlich stark verschoben. Dabei kam es im Jahresverlauf sowohl bei den ermittelten Biovolumina als auch bei den im Berichtszeitraum erfassten Chlorophyll-a-Konzentrationen mehrfach zu deutlichen Überschreitungen der langjährigen Maxima. Die Sommermonate waren zeitweise und lokal geprägt von intensivem Blaualgenwachstum, wobei die östlichen Seegebiete der Küstenregion verstärkt betroffen waren.

Die Besiedlung durch Makrophyten war im Berichtszeitraum normal. Schwankungen der Artenzahlen und der Bestände waren im Wesentlichen auf natürliche Ursachen zurückzuführen. Vergleicht man das Gesamtartenspektrum aller Transekte, so wurde im Jahr 2000 mit 17 Arten die geringste Artenzahl im Untersuchungszeitraum gefunden. 2001 und 2002 wurden 22 bzw. 20 Arten gefunden. Am Kap Arkona fanden im Jahr 2000 wieder starke Sedimentumlagerungen statt, die zum Zusammenbruch des Pflanzenbestandes führten. Am Transekt Göhren wurden 2001 in 6 m Tiefe das erste Mal seit 1996 wieder festgewachsene Makrophyten angetroffen. Deutliche Einbrüche in den Artenzahlen gab es 2002 wiederum an den Transekten Arkona und Göhren. Vor Arkona wurden nur drei Arten gefunden, vor Göhren war sogar überhaupt kein Makrophytenbewuchs vorhanden. Ursache sind hydrodynamisch bedingte Sedimentumlagerungen. Der Bestand an schnellwüchsigen fädigen Algen, wie der Rotalge *Ceramium nodulosum* und der Braunalge *Pilayella littoralis*, war in den Jahren 2001 und 2002 hoch.

Die lang andauernde und intensive Sauerstoffmangelsituation im Jahr 2002 führte in der Mecklenburger Bucht zu einem großflächigen Benthossterben in den Bodenbereichen tiefer als 20 m, die nur ganz wenige resistente Tierarten überlebten. Dagegen wurden in 10 und 15 m Tiefe stabile arten-, individuen- und biomassereiche Gemeinschaften angetroffen. Eine ungewöhnlich verarmte Besiedlung im November 2002 in der Oderbucht ist ebenfalls auf die Sauerstoffmangelperiode im Sommer zurückzuführen. Aktuell ist somit eine Tendenz zur Verschlechterung der Lebensbedingungen für die Bodentierlebensgemeinschaft in der westlichen Ostsee festzustellen. Im Zeitraum von 1999 bis 2002 nahm die Zahl der insgesamt nachgewiesenen Arten ab. Im küstennahen Bereich wurden jedoch eine Reihe von Arten gefunden, die in der Roten Liste der Ostsee als „vom Aussterben bedroht“ gelten. Bemerkenswert war im Jahre 2002 der Fund der Wellhornschnecke *Buccinum undatum* in der Lübecker Bucht. Sie wird in der Roten Liste Ostsee/Teilgebiet Mecklenburg-Vorpommern als „ausgestorben oder verschollen“ geführt. Im November 1999 wurde erstmalig die Süßwasserkrabbe *Rithropanopeus harrisi* in der Prorer Wiek gefunden, ein Neozoe, der zur Zeit in die östlichen inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns einwandert. Der aus nordamerikanischen Gewässern eingewanderte Wurm *Marenzelleria viridis* hat inzwischen alle östlich der Darßer Schwelle befindlichen inneren Küstengewässer und die Pommersche Bucht mit teilweise sehr hohen Abundanzen besiedelt.

Neben den hydrographisch-chemischen und biologischen Untersuchungen wurden im Berichtszeitraum umfangreiche Schadstoffuntersuchungen durchgeführt. Insbesondere

die Sedimentbefunde geben einen guten Überblick über die Belastung der Gewässer durch Schwermetalle und persistente organische Pollutanten, den sogenannten POPs. Für beide Schadstoffgruppen zeichnen sich deutliche räumliche Belastungsmuster in den Schlicksedimenten der Küstengewässer ab. Die höchsten Schadstoffbelastungen (Zn, Cd, Hg, PAK, DDTs, HCHs) weisen die Sedimente aus dem Kleinen Haff, dem westlichen Teil des Oderästuares, und aus der Unterwarnow auf. Die Schadstoffanreicherungen in den Haffsedimenten sind im Wesentlichen auf die schwebstoffgebundenen Schadstofffrachten der Oder zurückzuführen. In der relativ kleinen Unterwarnow sind als Belastungsquellen neben den Frachten der Warnow, Einträge aus dem Stadt- und Hafengebiet von Rostock anzuführen. Schadstoffanreicherungen sind darüber hinaus auch in Sedimentproben aus Häfen zu verzeichnen. Insbesondere Kupfer und Tributylzinn wiesen in Hafenschlickproben deutlich erhöhte Werte auf, was auf die Anwendung von Antifoulinganstrichstoffen in der Berufs- und Sportboot-schifffahrt zurückzuführen ist. Sowohl Kupfer als auch TBT sind in Antifoulingmitteln enthalten. Eine sehr geringe Schadstoffbelastung ist in weiten Teilen der vorpommerschen Bodden festzustellen. Insbesondere die Sedimente aus den Darß-Zingster und Rügenschen Bodden sind durch sehr geringe Schwermetallgehalte gekennzeichnet. Belastungsunterschiede waren auch bei den untersuchten Muscheln aus verschiedenen Küstenregionen nachzuweisen. Insbesondere die DDT- und PCB-Gehalte der Muscheln an Standorten in der Nähe von Häfen und Werften sind deutlich höher als die der äußeren Küstengewässer.

6 Die Beschaffenheit des Grundwassers

6.1 Chemisch-physikalische Parameter

Ziel der Grundwasserüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern ist, die natürliche Grundwasserbeschaffenheit zu erfassen, Veränderungen zu erkennen und anthropogene Schadstoffeinträge zu ermitteln.

Zur Beschreibung der Beschaffenheit des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern dienen verschiedene physikalisch-chemische Parameter, deren Auswahl sich hauptsächlich aus den von der LAWA (1983) empfohlenen Messprogrammen ergibt (z.B. „A Grundmessprogramm“, „B Metalle“, „C Organische Summenparameter“, „D Leichtflüchtige Halogen-Kohlenwasserstoffe (LHKW)“, „E Weitere organische Einzelstoffe“). Je nach Aufgabenstellung bzw. Bedarfsfall wurden diese Messprogramme erweitert oder gekürzt.

Auf der diesem Bericht beiliegenden CD-ROM sind die Analysenergebnisse wichtiger Wasserinhaltsstoffe der Messstellen des Grundmessnetzes und des Trendmessnetzes enthalten (Anlagen 6-1 und 6-2). Diese Ergebnisse bilden u.a. die Grundlage der statistischen Auswertungen und der graphischen Darstellungen in den folgenden Kapiteln. Wenn nichts anderes angegeben ist, wurden die Ergebnisse des Basis- zusammen mit denen des Trendmessnetzes ausgewertet. Im Regelfall sind die im Berichtszeitraum 2000 bis 2002 ermittelten Daten für die Auswertung verwendet; Abweichungen davon sind im Text und in den Abbildungen bzw. Tabellen verzeichnet. Bei einigen Auswertungen und Darstellungen werden die Grundwassermessstellen (GW-Messstellen) in oberflächennahe und tiefe Messstellen unterschieden. Das Trennungskriterium ist die Tiefe des Filtereinbaus in Verbindung mit den lokalen geologischen Verhältnissen. Messstellen mit einer Einbautiefe bis zu 20 m zählen zu den oberflächennahen Messstellen, bei unbedeckten bzw. nur geringmächtig bedeckten Grundwasserleitern liegt diese Grenze bei 25 m.

6.1.1 Vorortparameter

Die organoleptischen Parameter **Färbung, Trübung und Geruch** geben erste Hinweise auf eine organische Belastung. Häufig sind schon geringe organische Belastungen geruchlich feststellbar. Einige Messstellen fallen durch schwach bis stark getrübes Wasser auf, verursacht durch feindisperse Stoffe. Färbungen sind auf im Wasser gelöste Stoffe zurückzuführen.

Färbungen und Trübungen, jauchiger (NH_3) oder fauliger Geruch (H_2S) und TOC-Konzentrationen, die auf eine organische Belastung hinweisen, sind in diesem Berichtszeitraum wieder feststellbar. Das trifft für die Messstellen im

Bereich der Standorte Rieth, Rothenklempenow und Priborn zu, zeitweise auch für Bützow, Heinrichswalde, Reez und Friedland/ Bauersheim.

Die **Wassertemperatur** bestimmt die Löslichkeit von Gasen und die Geschwindigkeit der biochemischen Reaktionen. Der Mittelwert im Betrachtungszeitraum liegt bei $9,7^\circ\text{C}$. Der niedrigste gemessene Wert mit $6,1^\circ\text{C}$ stammt aus dem Spätherbst 2001, während $13,3^\circ\text{C}$ als höchster Messwert im Herbst 2002 ermittelt wurde.

In der elektrischen **Leitfähigkeit** spiegelt sich der Gesamtgehalt an gelösten Salzen im Grundwasser wieder. Generell liegen die Werte der elektrischen Leitfähigkeit in den oberflächennahen und damit in der Regel schlechter geschützten Messstellen im Mittel bei $770 \mu\text{S}/\text{cm}$ und damit um $85 \mu\text{S}/\text{cm}$ über den in größerer Tiefe verfilterten Messstellen (ohne Berücksichtigung der nachfolgend beschriebenen geogen beeinflussten Messstellen).

An den geogen versalzten Messstellen der Dabitzer Wiese wurden Leitfähigkeitswerte zwischen 8.930 und $9.590 \mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt, während am Unterpegel von Grebs eine Messwertespanne von 17.052 bis $23.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt wurde. Die Messstellen der Dabitzer Wiese gehören aus technischen Gründen ab Frühjahr 2001 nicht mehr zum Landesmessnetz. An den schon in den vergangenen Jahren auffälligen Messstellen mit hohen Werten unterhalb der oben genannten Extrema wurden die nachfolgend zusammengestellten Leitfähigkeiten festgestellt:

Ramin	1.769 - 2.210 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Neubrandenburg	2.261 - 3.280 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Nadrensee	2.652 - 4.660 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Friedland	987 - 1.690 $\mu\text{S}/\text{cm}$

Aber auch die Messstellen in Düssin, Warnow OP und Siebeneichen weisen stark erhöhte Leitfähigkeiten mit Werten um ca. 1.000 bis maximal $1.200 \mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Von den generell oberflächennah verfilterten Trendmessstellen sind hier die Messstellen Poseritz OP (ca. $1.100 \mu\text{S}/\text{cm}$) und UP (ca. $2.220 \mu\text{S}/\text{cm}$), Trent (ca. $1.200 \mu\text{S}/\text{cm}$), Groß Gischow (ca. $1.580 \mu\text{S}/\text{cm}$) sowie Howa P14 OP (ca. $1.800 \mu\text{S}/\text{cm}$) zu nennen. Sie lassen sich in Zusammenhang mit den Parametern der hauptsächlich vorkommenden Salze (siehe Kapitel 6.1.2) auf anthropogene Einflüsse durch die Landwirtschaft (mineralische Düngung) oder durch Abwasser zurückführen. In Ramin können zusätzlich geogene Versalzungseffekte eine Rolle spielen.

Die gemessenen **pH-Werte** reichen von $5,5$ in Karrenzin bis $10,4$ in Steinmühle. Der Mittelwert über alle Analysen im Untersuchungszeitraum liegt bei $7,4$. Der pH-Wert wird hauptsächlich durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt.

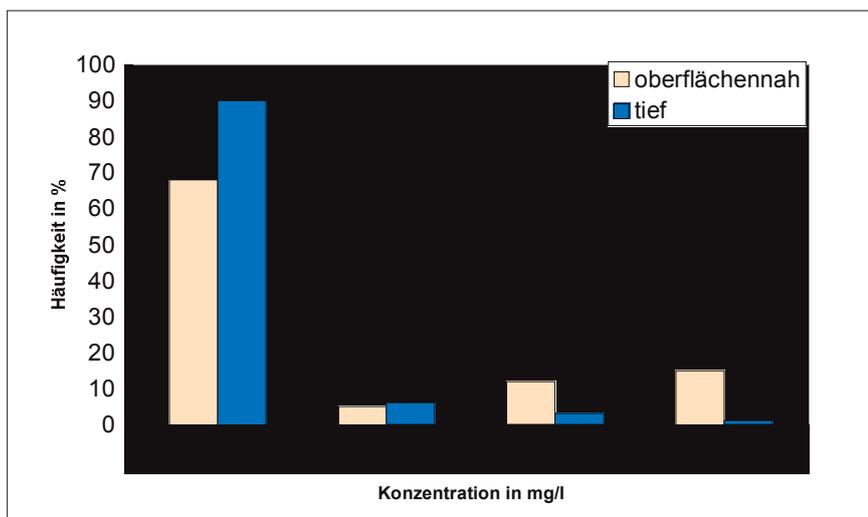


Abb. 6.1-1: Häufigkeitsverteilung der Sauerstoff-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

Die **Sauerstoffgehalte** der untersuchten Grundwässer liegen in den oberflächennahen Grundwassermessstellen zu 68 % unter 1 mg/l, während die Grundwässer in größerer Tiefe zu etwa 90 % Sauerstoffgehalte von weniger als 1 mg/l aufweisen (**Abb. 6.1-1**). Im oberflächennahen Grundwasser liegt der Mittelwert bei 2 mg/l und der Median bei 0,3 mg/l, während der Mittelwert in den tiefen Grundwässern bei 0,5 mg/l und der Median bei 0,15 mg/l liegt. Die sauerstoffzehrenden Bedingungen mit zunehmender Tiefe sind hier deutlich abzulesen. Sie korrespondieren auch mit der Abnahme der Nitrat- und Sulfat-Konzentrationen sowie mit der Zunahme der Ammonium-Gehalte.

6.1.2 Hauptinhaltsstoffe

In **Tab. 6.1-1** sind die ermittelten Durchschnittswerte ausgewählter Hauptinhaltsstoffe einschließlich der Minimal- und Maximalwerte ab 1998 nur für das Grundmessnetz zusammengestellt, da im vorherigen Berichtszeitraum 1998/1999 das Trendmessnetz noch nicht existierte. Die angegebenen Mittelwerte sollen lediglich als Orientierungswerte dienen.

Wie auch in der visuellen Darstellung erkennbar ist (**Abb. 6.1-2**), deuten sich nur in wenigen Fällen leichte Tendenzen zu Konzentrationszunahmen bzw. -abnahmen im dargestellten Zeitraum an. Die Kalium-Gehalte sind im Vergleich zum vorherigen mit dem jetzigen Berichtszeitraum etwas niedriger, während Chlorid nunmehr in den letzten Jahren zu leicht höheren Konzentrationen tendiert.

Tab. 6.1-1: Zusammenstellung der Mittelwerte und Konzentrationsspannen ausgewählter Hauptinhaltsstoffe für das Grundmessnetz (Betrachtungszeitraum 1998 bis 2002)

Inhaltsstoff	1998 Mittelwert (von... bis) mg/l	1999 Mittelwert (von... bis) mg/l	2000 Mittelwert (von... bis) mg/l	2001 Mittelwert (von... bis) mg/l	2002 Mittelwert (von... bis) mg/l
Na	32,1 (0,25...315)	30,8 (1,7...315)	25,3 (4,6...361)	26,9 (5,72...365,4)	30,7 (5,1...430)
K	5,3 (0,56...32,2)	5,9 (0,4...46)	4,8 (0,56...41,7)	4,3 (0,99...44,48)	4,2 (0,7...44)
Ca	104,6 (19...365)	103,2 (23...333)	105,0 (23...483)	111,9 (24,41...572,76)	109,7 (25,4...747)
Mg	13,2 (2,7...62,2)	12,9 (2,9...56,4)	13,1 (3,2...75)	13,0 (3,26...82,78)	13,3 (3,3...114)
Cl	45,8 (4,0...421)	47,3 (4,0...480)	51,4 (4,6...587)	53,3 (2,9...970)	51,6 (5,0...927)
SO ₄	77,3 (0,0...506)	70,2 (0,0...332)	67,3 (0...370)	69,4 (5,0...484)	79,2 (3,8...598)
Fe _{ges}	2,36 (0,01...19,5)	2,83 (0,01...21,0)	2,61 (0,02...17,3)	2,95 (0,03...11,6)	2,26 (0,03...11,1)
Mn	0,18 (0,01...0,96)	0,16 (0,01...0,98)	0,18 (0,01...0,66)	0,19 (0,04...1,1)	0,18 (0,03...1,96)

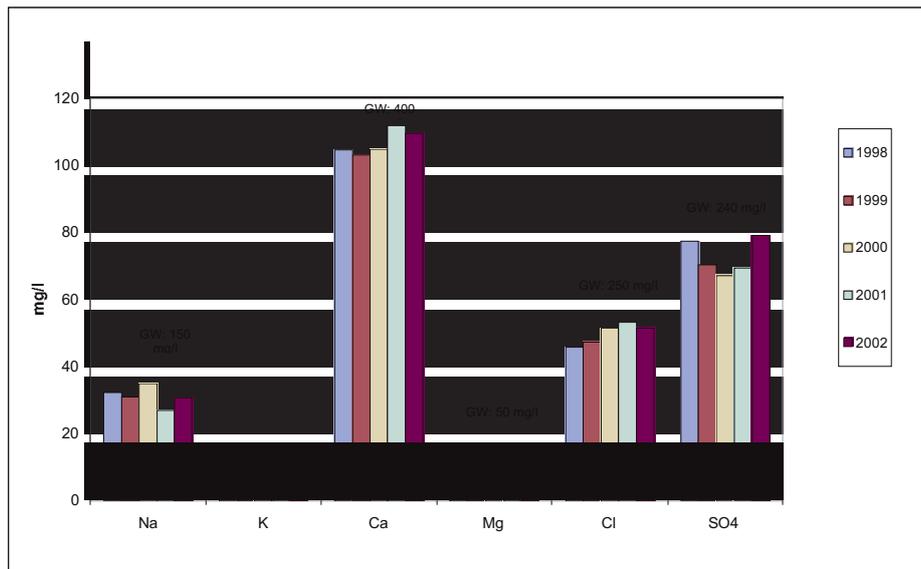


Abb. 6.1-2: Säulendiagramm der Mittelwerte ausgewählter Hauptinhaltsstoffe und der jeweiligen Grenzwerte (GW) der TrinkwV (1990), getrennt nach den Betrachtungsjahren 1998 bis 2002

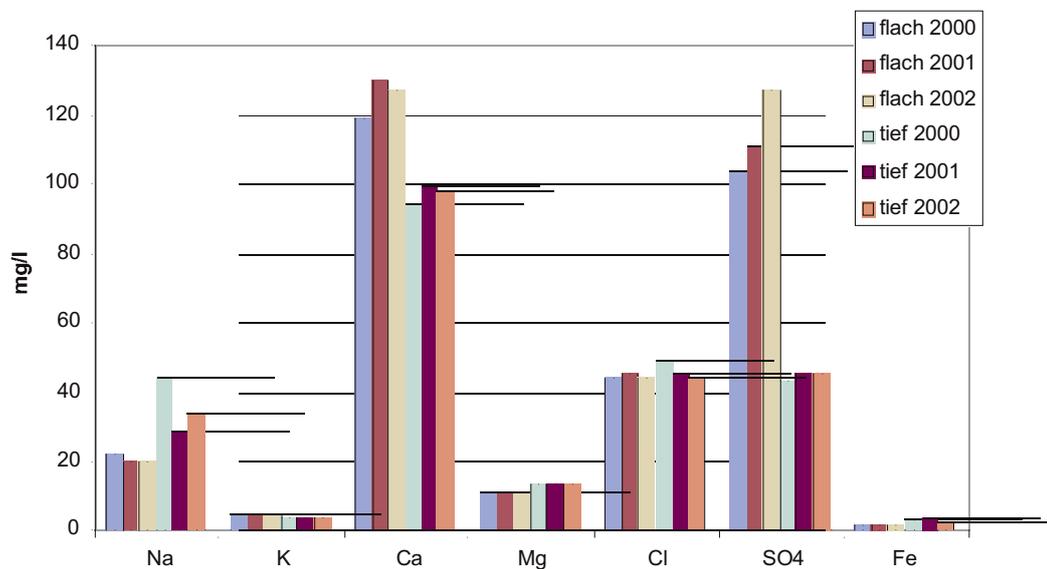


Abb. 6.1-3: Vergleich der mittleren Konzentrationen der Hauptinhaltsstoffe im oberflächennahen und tiefen Grundwasser im Berichtszeitraum

Betrachtet man die Konzentrationen für ausgewählte Hauptinhaltsstoffe für den Berichtszeitraum 2000-2002 getrennt nach flachen (d.h. oberflächennahen) und in größerer Tiefe verfilterten Messstellen (**Abb. 6.1-3**), werden bei einigen Parametern (wie Natrium, Calcium, Sulfat und Eisen) Konzentrationsunterschiede deutlich.

Diese Aussage wird ebenfalls durch die Auftragung der einzelnen Hauptinhaltsstoffe gegen die Entnahmetiefe des Grundwassers (definiert als Position der Filterunterkante [m unter Gelände]) unterstützt (**Anlage 6-3**). Ferner veranschaulichen diese Diagramme die Variabilität der Konzentrationen einiger Parameter. Größere Messwertspannen ohne eindeutige Abhängigkeiten von der Tiefe sind bei den Messgrößen pH-Wert, Hydrogenkarbonat und bis auf wenige Ausreißer auch bei Magnesium und Natrium zu ver-

zeichnen. Bei den redoxsensitiven Parametern Sauerstoff, Sulfat, Nitrat, Nitrit, Phosphat, Eisen und Mangan sowie bei der elektrischen Leitfähigkeit, Calcium, Kalium und Chlorid sind höhere Gehalte fast ausschließlich auf Messstellen mit Entnahmetiefen bis 50 m unter Gelände beschränkt. In GW-Messstellen mit Filterbereichen mehr als 50 m unter Gelände liegen die Nitrat- und Nitrit-Gehalte sowie in einigen Fällen auch die Sulfat-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Auch im Rahmen eines zur Zeit noch nicht abgeschlossenen Forschungsvorhabens zur Ermittlung der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit (KUNKEL et al. 2002) konnten unterschiedliche Verteilungsmuster der Parameter-Konzentrationen im norddeutschen Lockergestein für unterschiedliche Tiefenstufen nachgewiesen werden.

Als Ursache sind physikalische, chemische, biologische und geohydraulische Prozesse zu nennen, die mit Beginn der Versickerung von Niederschlägen wirken und entlang des Grundwasserfließweges in Abhängigkeit der geochemischen und –hydraulischen Bedingungen zu Änderungen in den Ionenkonzentrationen und den Ionenverhältnissen führen. Ferner können anthropogene Einträge (z.B. aus der landwirtschaftlichen Düngung, durch atmosphärische Immissionen, Straßenabfluss, Altlasten) allgemein zu einem Anstieg der Gesamtmineralisation führen.

Insbesondere bei (Na, K)Cl-haltigen Einträgen kann es zu einer Verschiebung der Ionenverhältnisse durch Ionenaustausch, der sogenannten **Erdalkalisierung**, kommen: Im Grundwasser gelöste Natrium- und Kalium-Ionen werden dabei an die Austauscher des Sedimentes adsorbiert und Calcium- und Magnesium-Ionen von den Austauschern desorbiert. Mit zunehmender Tiefe bzw. Verweilzeit entwickeln sich die oberflächennahen Grundwässer aufgrund von **Reduktion** von gelöstem Nitrat, Mangan IV, Eisen III und Sulfat zu Grundwässern, die deshalb erhöhte Hydrogenkarbonat-Gehalte, z.T. erhöhte Ammonium-Konzentrationen und eine Verschiebung der Ionenverhältnisse aufweisen. Ebenso spiegeln sich charakteristische veränderte Ionenverhältnisse z.B. in der sogenannten **Dolomitisierung** dieser Grundwässer wider: Ehemals sulfatisch bzw. chloridisch assoziiertes Magnesium tritt nun mit Hydrogenkarbonat zusammen auf.

Bei entsprechend hoher Verweilzeit des Grundwassers tritt neben der bereits eben angesprochenen Reduktion zusätzlich auch die **Feldspatverwitterung** als beschaffenheitsverändernder Prozess auf, der jedoch sehr langsam abläuft. Indiz dafür sind zunehmende Hydrogenkarbonat-Gehalte sowie gleichbleibende Calcium- und Magnesium-Gehalte bei steigenden Natrium- und Kalium-Überschüssen gegenüber den Chlorid-Gehalten. Als ebenfalls wesentlicher Prozess für Beschaffenheitsänderungen ist natürlich auch die **Mischung** unterschiedlich beschaffener Grundwässer zu nennen. Hier ist insbesondere die Mischung „süßer“ mit (geogen) „versalzener“ Grundwässer zu nennen.

Zur Verdeutlichung dieser Prozesse bietet sich die Klassifizierung nach JAHNKE (1999) an, anhand der sich die Stellung des einzelnen Grundwassers im Infiltrationszyklus ableiten sowie anthropogene Einflüsse und Salzwasserbeeinflussungen erkennen lassen. Als Grundlage dienen die Ionenverhältnisse der Hauptinhaltsstoffe und die daraus abgeleiteten hypothetischen Salze. Die Berechnung und eine Kurzcharakteristik der einzelnen Typen ist der **Anlage 6-4** im Anhang zu entnehmen. Weiterhin enthält der Anhang Boxplot-Darstellungen ausgewählter Parameter, kategorisiert nach den einzelnen Jahnke-Typen (**Anlage 6-5**). Daraus ist erkennbar, dass die einzelnen Jahnke-Typen in typischer Weise über die verschiedenen Entnahmetiefen [bezogen auf die Filterunterkante in m unter Gelände] verteilt sind: Die Typen 3s, 4 und 5 treten fast ausschließlich in Grundwässern mit Filterunterkanten auf, die maximal 50 m unter Gelände liegen. Im Typ 3s sind dabei relativ oberflä-

chennahe GW-Messstellen gruppiert. Je nach Jahnke-Typen variieren auch die verschiedenen Konzentrationen ausgewählter Parameter, von denen einige charakteristische Verteilungen im folgenden kurz angesprochen werden sollen. Während in den Typen 1, 2 und 3m Grundwässer mit nur geringen Sauerstoffgehalten auftreten, weisen die Grundwässer der Typen 3s, 4 und 5 z.T. sehr hohe Konzentrationsspannen auf. Bestimmbare Nitrat- und Nitrit-Konzentrationen lassen sich ausschließlich in Grundwässern der Typen 3s, 4 und 5 feststellen. Ähnlich ist es auch mit den Sulfat-Gehalten, die in den Typen 1, 2 und 3m deutlich niedriger sind als in den Typen 3s, 4 und 5. Dagegen liegen die mittleren Ammonium-Gehalte in den Typen 1,2 und 3m eindeutig höher als in den Typen 3s, 4 und 5; dort treten jedoch auch vereinzelt sehr hohe Ausreißer auf.

Der Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Hauptinhaltsstoffe mit den Grenzwerten der TrinkwV von 1990 zeigt (**Tab. 6.1-2**), dass nach wie vor Grenzwert-Überschreitungen nur in begrenztem Umfang auftreten. Lediglich bei Eisen und Mangan liegen die Konzentrationen häufig über den Grenzwerten der TrinkwV. Berücksichtigt werden muss, dass stärkere Konzentrationsschwankungen im Grundwasser grundsätzlich möglich sind. Bedingt durch den Probenahmerhythmus (nur 2 Probenahmen pro Jahr) ist dabei nicht ausgeschlossen, dass es sich bei den Grenzwertüberschreitungen einzelner Parameter nur um zeitweilige, nicht relevante Extremwerte handelt. Sofern solche Werte unplausibel erscheinen, wurden sie bei der Datenauswertung nicht berücksichtigt. Für die primärstatistische Auswertung sind die Werte der eindeutig geogen versalzten Messstellen lediglich in der Häufigkeitsverteilung der Einzelparameter (**Abb. 6.1-4 bis Abb. 6.1-9**) berücksichtigt worden. Für die Zusammenstellung der mittleren Konzentrationen der Parameter (**Tab. 6.1-1 und Tab. 6.1-2**) wurden sie nicht verwendet.

Im Anhang werden die festgestellten Konzentrationsspannen für die betrachteten Jahre nach oberflächennahen und tiefen Messstellen (**Anlagen 6-6 und 6-7**) getrennt dargestellt.

Natrium ist das in der Geosphäre am weitesten verbreitete Alkalimetall. Im Grundwasser werden Natriumsalze bei der Verwitterung natriumhaltiger Silikate oder durch Ionenaustausch (zum Beispiel gegen Calcium-Ionen) bzw. durch Membraneffekte freigesetzt. Quellen für anthropogene Grundwasserbelastungen durch Natrium sind vor allem Streusalz, Sickerwässer von Deponien und Abwassereinflüsse. Hohe Werte mit Konzentrationswerten über 1.000 mg/l Natrium sind in Küstennähe oder auch in tieferen Grundwasserleitern in Zusammenhang mit salzführenden Strukturen typisch. Hier sind die Messstellen Dabitzer Wiese OP und UP sowie Grebs UP zu nennen, die extreme Gehalte an Natrium und Chlorid (s.u.) aufweisen. Aber auch die Kalium-, Calcium- und Magnesium-Konzentrationen sind in diesen Messstellen stark erhöht (s.u.). Die Ursache ist bei beiden Standorten geogener Natur. Im Bereich

Tab. 6.1-2: Vergleich der Konzentrationen ausgewählter Hauptinhaltsstoffe mit den Grenzwerten der TrinkwV, getrennt nach oberflächennahen und tiefen Grundwassermessstellen

alle MST		2000 - 2002 oberflächennah		2000 - 2002 tief	
Parameter	Grenzwert der TrinkwV 12.12.1990	Mittelwert mg/l (von...bis)	Gw-Überschreitung (% der Mst)	Mittelwert mg/l (von...bis)	Gw-Überschreitung (% der Mst)
Na	150	20,7 (0,01 - 142)	-	35,3 (5,50 - 1100)	4,4
K	12	5,60 (0,10 - 120)	12,8	4,05 (1,05 - 44,5)	4,4
Ca	400	126 (16,4 - 474)	1,1	97,3 (30,8 - 211)	-
Mg	50	10,8 (1,00 - 83,0)	0,9	13,0 (3,60 - 37,0)	-
Cl	250	44,9 (2,90 - 970)	1,8	46,3 (4,6 - 532)	4,8
SO ₄	240	115 (5,0 - 598)	5,2	44,9 (5,0 - 200)	-
Fe	0,2	1,66 (0,01 - 16,6)	65,6	3,16 (0,03 - 17,3)	92,9
Mn	0,05	0,19 (0,01 - 1,96)	65,4	0,17 (0,01 - 0,85)	93,2

der Dabitzer Wiese werden salzhaltige Wässer aus dem Salzstock Groß Kordshagen an der tiefreichenden tektonischen Nieparser Störung nach oben transportiert. Auch in der Messstelle Grebs UP steigt entlang einer tektonischen Bruchzone stark mineralisiertes Wasser eines Salzstockes auf; hier ist es der Salzstock Conow.

Wie in den vergangenen Jahren (**Abb. 6.1-4**) liegen ca. 90 % der Natrium-Gehalte in den untersuchten Grundwässern im Berichtszeitraum unter 50 mg/l (Grenzwert laut TrinkwV 1990 = 150 mg/l).

In der Gegenüberstellung der Häufigkeitsverteilung der oberflächennahen zu tiefen Messstellen wird deutlich (**Abb. 6.1-4**), dass in tiefen Messstellen sowohl häufiger Natrium-Konzentrationen <10 mg/l als auch >100 mg/l zu verzeichnen sind. Auffällig hohe Natrium-Konzentrationen treten wie teilweise auch in den letzten Jahren an den nachfolgend genannten Messstellen auf:

- Ramin mit Werten zwischen 210 und 1.100 mg/l
- Bützow UP mit Werten zwischen 127 und 142 mg/l
- Neubrandenburg UP mit Werten zwischen 358 und 430 mg/l
- Priborn UP mit Werten zwischen 108 und 127 mg/l

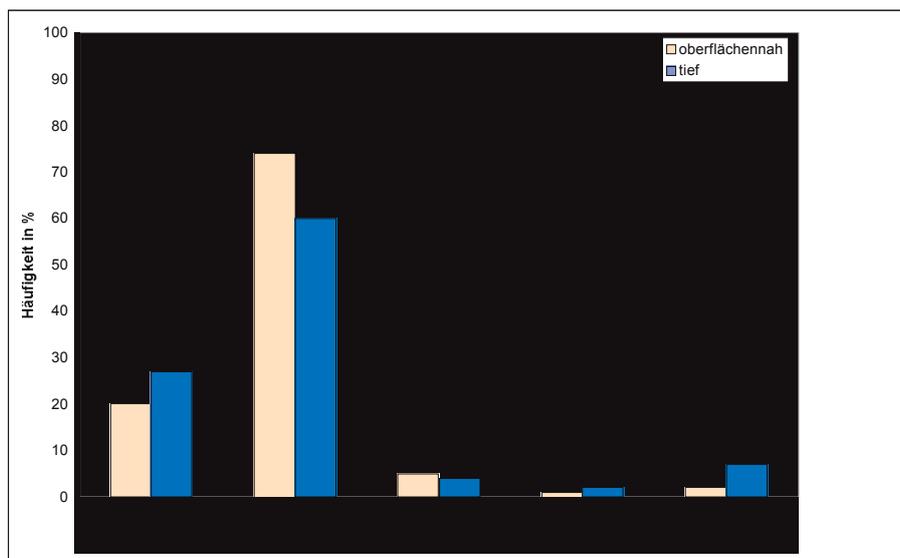


Abb. 6.1-4: Häufigkeitsverteilung der Natrium-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

Die Ursache ist bei den meisten Messstellen anthropogener Natur. Die hohen Werte in Ramin sind möglicherweise mit einer tiefreichenden Störung und dem Aufstieg mineralisierten Wassers zu erklären, jedoch auch ein anthropogener Einfluss ist nicht auszuschließen. Inwieweit die hohen Werte der Messstelle Neubrandenburg UP auf eine geogene Beeinflussung zurückzuführen sind oder unter Umständen ein Defekt vorliegt, muss noch geklärt werden.

Kalium ist wie Natrium in der Geosphäre weit verbreitet. Es gelangt ebenso wie Natrium bei der Verwitterung in das Grundwasser, ist jedoch geochemisch weniger mobil. Die Gehalte im Grundwasser sind entsprechend geringer. Erhöhte Werte in oberflächennahen Grundwasserleitern haben ihre Ursache häufig in der Landwirtschaft, da Kalium ein wesentlicher Düngemittelbestandteil (Kaliumchlorid und Kaliumsulfat) ist. Auch Deponiesickerwässer können erhöhte Kalium-Gehalte verursachen. Ein Vergleich der Häufigkeitsverteilungen von oberflächennah und tief verfilterten Messstellen zeigt geringfügig höhere Kalium-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (**Abb. 6.1-5**). Auffallend ist, dass in ca. 13 % der oberflächennahen Messstellen Kalium-Konzentrationen zwischen 15 und 36 mg/l gefunden wurden. Dazu gehören auch die Trendmessstellen Ahlbeck, Briest, Fahrbinde, Gresse, Karrenzin, Losten, Poseritz UP und Quassel, die deutlich den Einfluss der Düngung widerspiegeln. Erhöhte Gehalte wurden auch wieder an den langjährig gemessenen Messstellen Düssin (mit Werten bis 45 mg/l), Friedland OP (bis 27 mg/l) sowie Ramin, Neubrandenburg OP und Lüttow (bis 17 mg/l) gemessen. Diese Gehalte liegen über dem Grenzwert der TrinkwV von 12 mg/l. In Düssin und Ramin befinden sich die Messstellen unweit der Ortslagen. Eine Verunreinigung durch Abwässer ist hier wahrscheinlich. Auch der Standort Neubrandenburg ist wieder auffällig. In Zusammenhang mit geogener Versalzung sind sehr hohe Kalium-Konzentrationen an den Messstellen Dabitzer Wiese (40 bis 50 mg/l) und Grebs UP (62 bis 82 mg/l) festgestellt worden.

Calcium ist das in der Geosphäre am weitesten verbreitete Erdalkali-Element. Es ist als Hydrogencarbonat gelöst in sogenannten süßen Grundwässern das dominierende Kation. Ursache für die hohen Konzentrationen in den pleistozänen Grundwasservorkommen ist der Kalk-Gehalt der eiszeitlichen Sedimente, insbesondere des Geschiebemergels. Die Gehalte schwanken in Abhängigkeit vom Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht. Calcium kann jedoch auch als Bestandteil von Düngemitteln, durch Deposition industrieller Emissionen und über Sickerwässer von Bauschuttdeponien in das Grundwasser eingetragen werden. Die Calcium-Konzentrationen liegen bei ca. 95 % der Analysen zwischen 50 und 200 mg/l (**Abb. 6.1-6**). Das betrifft sowohl die oberflächennahen als auch die tiefen Messstellen. Höhere Werte sind erwartungsgemäß in den geogen versalzten Messstellen Grebs UP und Dabitzer Wiese ermittelt

worden. Auch an anderen Messstellen wie Nadrensee und einigen Messstellen des Trendmessnetzes (Howa P14/UP, Poseritz UP, GHGG 4 und Trent) sind Konzentrationswerte über 200 mg/l festgestellt worden. Die Messstelle Friedland, die im Bereich einer ehemaligen Abwassererregungsfläche liegt, fällt durch eine Besonderheit auf. Sowohl die Kalium- als auch die Calcium-Konzentrationen sind im Betrachtungszeitraum stark angestiegen, nachdem in den Jahren 1998 und 1999 eine fallende Tendenz zu beobachten war.

Magnesium ist das zweithäufigste Erdalkali-Element in der Geosphäre. Trotz der besseren Löslichkeit seiner Salze kommt es in geringeren Konzentrationen als Calcium im Grundwasser vor. Calcium und Magnesium bestimmen in ihren wesentlichen Verbindungen die Gesamthärte. Anthropogene Grundwasserbeeinflussungen werden z.B. durch den Einsatz magnesiumhaltiger Düngemittel, aber auch durch Hausmüll- und Bauschuttdeponien sowie durch Abwassereinleitungen verursacht. An ca. 89 % der untersuchten Messstellen liegt der Magnesium-Gehalt unter 20 mg/l (**Abb. 6.1-7**). Abgesehen von den Messstellen Grebs UP und Dabitzer Wiese, die auf Grund ihrer geogenen Salzbelastung hohe Magnesium-Gehalte (zwischen 60 und 120 mg/l) aufweisen, fällt im gesamten Berichtszeitraum nur die Messstelle Nadrensee mit Konzentrationen über dem TrinkwV-Grenzwert von 50 mg/l auf. An dieser Messstelle wird seit 1998 generell eine steigende Tendenz der Salzbelastung festgestellt.

Sulfat im Grundwasser hat seinen geogenen Ursprung in den Sulfid-Gehalten der Sedimente. Unter reduzierenden Bedingungen können hohe Nitrat- und Eisensulfid-Konzentrationen bei Anwesenheit von Mikroorganismen im Rahmen des Denitrifikationsprozesses zu erhöhten Sulfat-Gehalten führen. Auch anthropogene Sulfateinträge in den Boden (Niederschlagswasser, Schwefeldioxid-Emissionen, Bodendüngung, Abfall- und Bauschuttdeponien) können für die erhöhten Sulfat-Konzentrationen im Grundwasser verantwortlich sein. Überschreitungen des TrinkwV-Grenzwertes von 240 mg/l Sulfat wurden an folgenden Messstellen festgestellt:

- Friedland OP mit Werten zwischen 180 und 470 mg/l (höhere Werte jeweils im Frühjahr)
- Poseritz UP mit Werten um 290 mg/l
- HoWa P14 UP mit Werten zwischen 420 und 560 mg/l
- HoWa P7 mit Werten zwischen 260 und 300 mg/l und
- Nadrensee mit Werten zwischen 350 und 600 mg/l (generell steigende Tendenz).

Auch in den Messstellen Jabel-Nordost (170 bis 220 mg/l Sulfat) und Bützow OP (90 bis 254 mg/l Sulfat) treten die höheren Konzentrationen jeweils im Frühjahr auf. Vergleicht man die Sulfat-Konzentrationen in den oberflächennahen Grundwässern mit denen in größeren Tiefen, so fällt deutlich eine Abnahme der Konzentrationen mit der

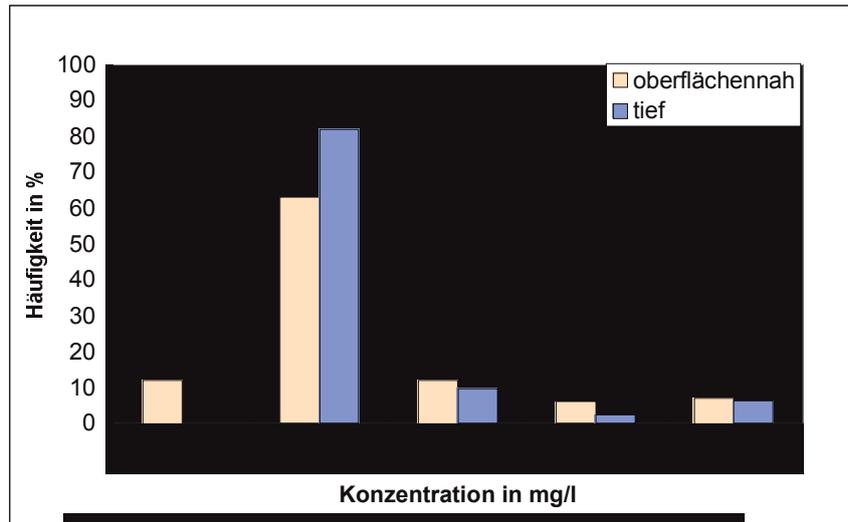


Abb. 6.1-5: Häufigkeitsverteilung der Kalium-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

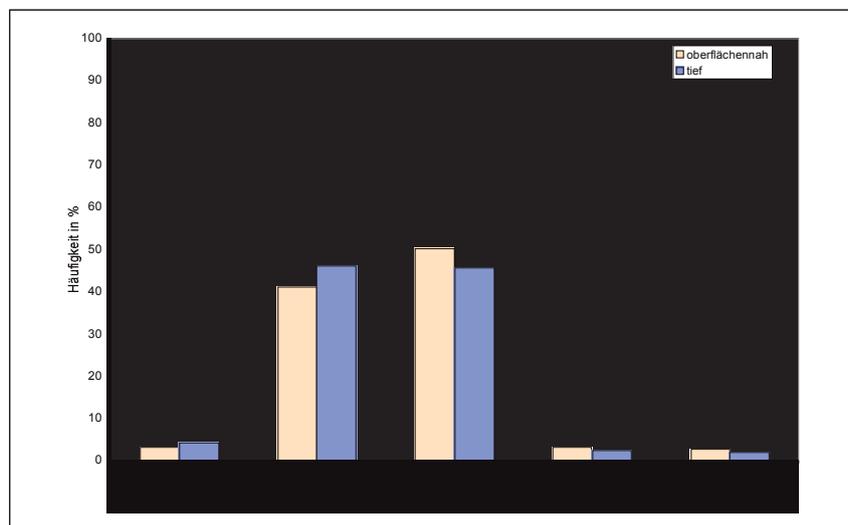


Abb. 6.1-6: Häufigkeitsverteilung der Calcium-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

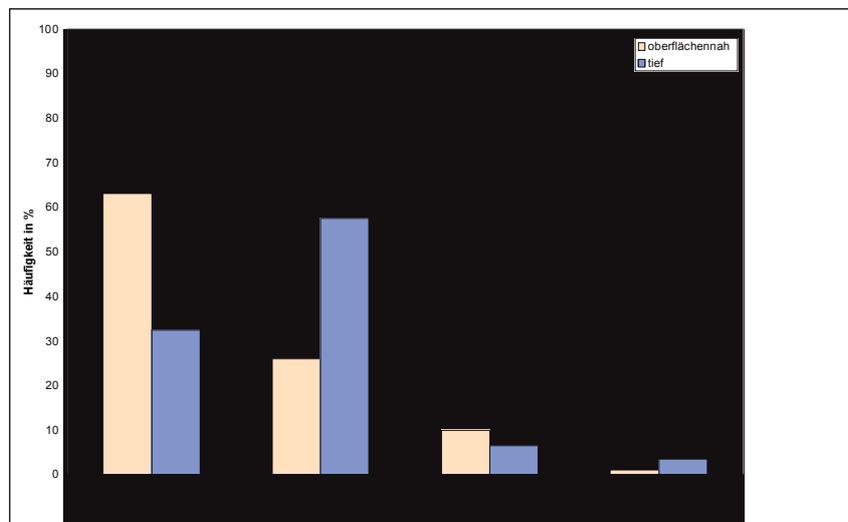


Abb. 6.1-7: Häufigkeitsverteilung der Magnesium-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

Teufe auf (Abb. 6.1-3 und Abb. 6.1-8). Während in den oberflächennahen Messstellen nur bei 2 % der Analysen die Konzentrationen unter 10 mg/l liegen, sind es in tieferen Grundwasserleitern 31 % der Analysen. Das ist auf den mikrobiellen Sulfatabbau zurückzuführen. Im oberflächennahen Grundwasser liegen 63 % der Werte zwischen 50 und 150 mg/l, während in den tieferen Bereichen nur 32 % der Messstellen in dieser Konzentrationsspanne liegen. In SCHLEYER & KERNDORFF (1992) werden Konzentrationen ab ca. 150 mg/l als anthropogen beeinflusst angesehen. Im oberflächennahen Grundwasser weisen 22 % der untersuchten Messstellen derartig hohe Konzentrationen auf. Die Auswertung einer Vielzahl von Grundwasseranalysen aus der hydrogeologischen Erkundung vor 1990 zeigt vergleichbare Ergebnisse (LAUN 1997).

Chlorid-Verbindungen sind gut bis sehr gut wasserlöslich, unterliegen keiner Adsorption im Boden und sind daher sehr mobil. Beim Vergleich oberflächennaher und tieferer

Grundwasserleiter lässt sich nur eine schwache Differenzierung bezüglich unterschiedlicher Chlorid-Gehalte erkennen (Abb. 6.1-9). In mehr als 70 % der untersuchten Grundwässer liegen die Chlorid-Gehalte unter 40 mg/l. Chlorid-Konzentrationen >100 mg/l weisen in oberflächennahen Grundwasserleitern (LAUN 1997) auf anthropogene Verunreinigungen hin (Düngung, Auftausalze und Sickerwässer aus Deponien). Genannt werden sollen hier die Messstellen Friedland (100 bis 170 mg/l), Nadrensee (530 und 970 mg/l) sowie Düssin (85 und 210 mg/l). Auch die Messstelle Neubrandenburg UP (420 bis 530 mg/l) ist nach wie vor sehr auffällig. Die sehr hohen Chlorid-Gehalte in Ramin (340 bis 440 mg/l) sind mit ziemlicher Wahrscheinlichkeit geogener Natur und in Zusammenhang mit einer tiefreichenden tektonischen Störungszone zu sehen. Ein zusätzlicher Abwassereinfluss der nahegelegenen Ortschaft ist nicht auszuschließen. Das könnte die hohen Konzentrationen anderer Inhaltsstoffe erklären wie zum Beispiel Natrium und Magnesium. Ferner wurden extrem

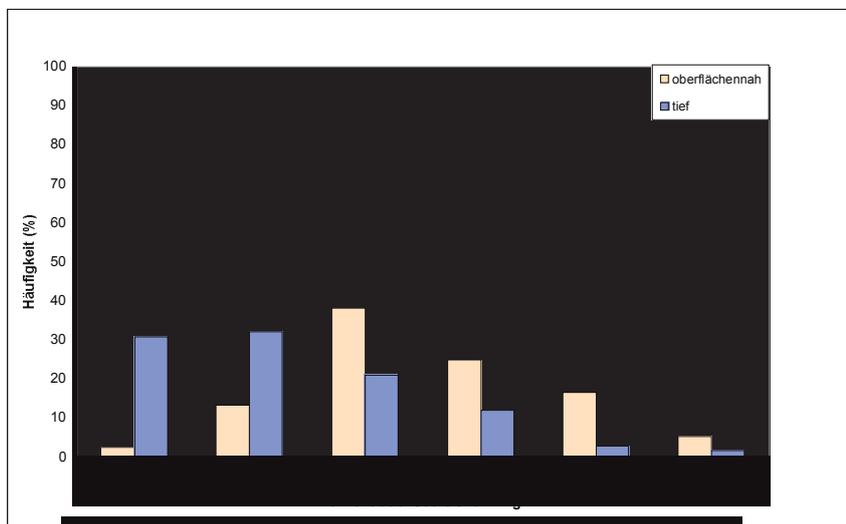


Abb. 6.1-8: Häufigkeitsverteilung der Sulfat-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

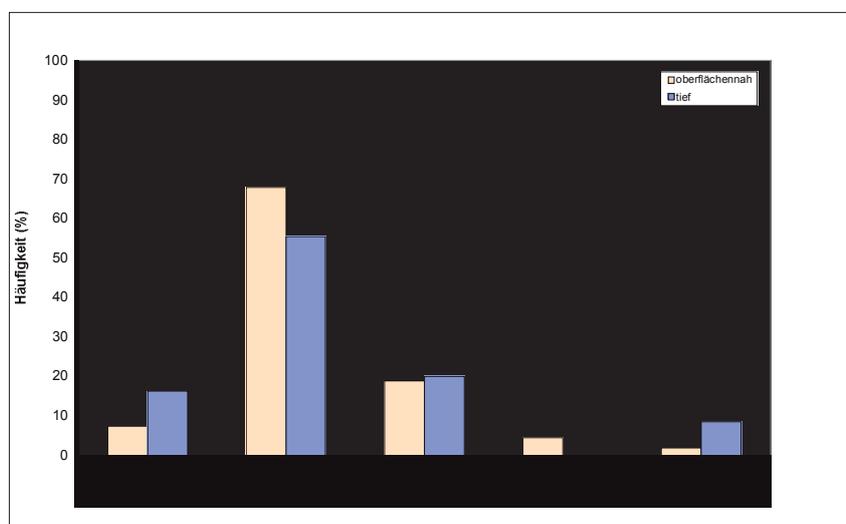


Abb. 6.1-9: Häufigkeitsverteilung der Chlorid-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

hohe Chlorid-Gehalte in den geogen versalzene Messstellen der Dabitzer Wiese und Grebs UP festgestellt. Ungeklärt ist der konstante Anstieg der Chlorid-Konzentrationen und weiterer Hauptinhaltsstoffe an der Messstelle Nadrensee im Untersuchungszeitraum. Möglicherweise spielen hier auch geogene Einflüsse eine Rolle. Bei den Trendmessstellen fallen Poseritz UP mit Konzentrationen zwischen 210 und 230 mg/l und Howa 14 UP mit Werten bis 160 mg/l Chlorid auf.

Die Schwermetalle **Eisen** und **Mangan** werden zu den Hauptinhaltsstoffen gerechnet. Die Konzentrationsverteilung der beiden Parameter ist den **Abb. 6.1-10** und **Abb. 6.1-11** zu entnehmen.

Eisen ist ein wesentlicher Bestandteil der meisten Gesteine und zeigt ein sehr komplexes geochemisches Verhalten, das im Grundwasser gesteuert wird durch die herrschenden pH- und Redox-Bedingungen, den Gehalt an organischen

Substanzen (Huminstoffe) und entsprechende mikrobielle Aktivitäten. Unter reduzierten Bedingungen, wie sie in unseren bedeckten Grundwasserleitern vorherrschen, können ungelöste Eisen-Verbindungen zu löslichen Fe^{2+} -Ionen reduziert werden. So sind relativ hohe Eisen-Gehalte in unseren Grundwässern nicht ungewöhnlich. Die Mittelwerte mit 1,66 mg/l in den Analysen der oberflächennahen Messstellen und von 3,16 mg/l in den tiefen Messstellen im Untersuchungszeitraum liegen wiederum deutlich über dem Grenzwert der TrinkwV von 0,2 mg/l (**Tab. 6.1-2**). Nur 25 % aller gemessenen Werte liegen unter dem Grenzwert. Bei der Beurteilung dieser Werte ist der Einfluss des Ausbaumaterials der meisten Messstellen (Eisen/verzinkter Stahl) auf die Beschaffenheit der untersuchten Wässer nicht zu unterschätzen.

Mangan ist ebenfalls weit verbreitet anzutreffen. Das geochemische Verhalten ist vergleichbar komplex wie bei Eisen. Meist ist Mangan nur in Spuren im Grundwasser

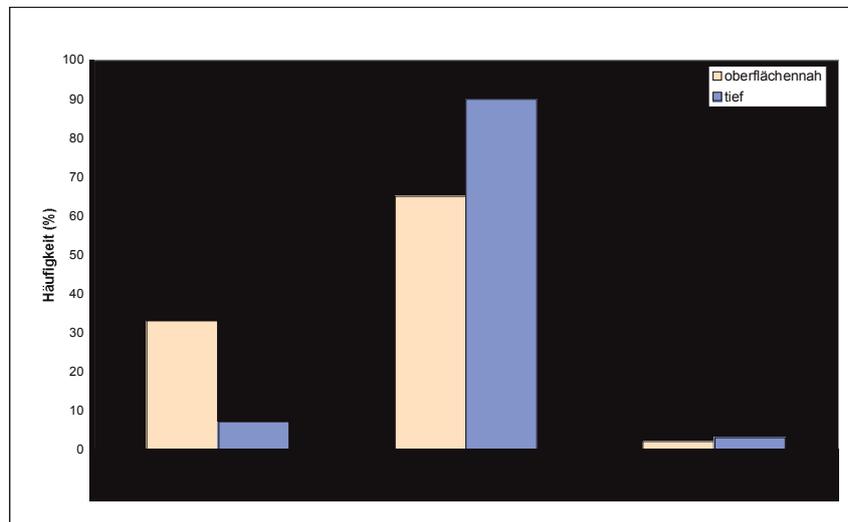


Abb. 6.1-10: Häufigkeitsverteilung der Eisen-gesamt-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

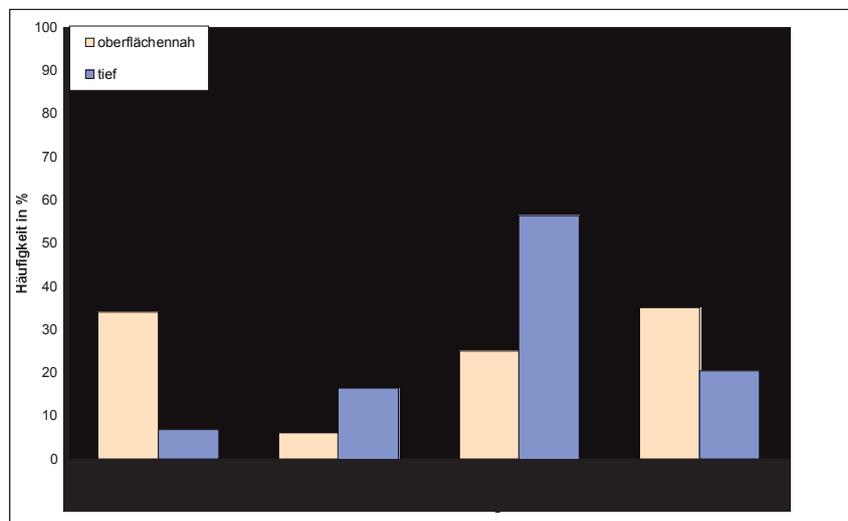


Abb. 6.1-11: Häufigkeitsverteilung der Mangan-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

vorhanden. Selbst unter reduzierenden Bedingungen steigen die Gehalte nur bis ca. 1 mg/l an. Die mittleren Konzentrationen liegen im Untersuchungszeitraum zwischen 0,17 und 0,2 mg/l (Tab. 6.1-2) und damit in den meisten Fällen über dem Grenzwert der TrinkwV von 0,05 mg/l. Bei den oberflächennahen Messstellen liegen 65 % der Analysen, bei den tiefen Messstellen sogar 93 % über dem Grenzwert der TrinkwV. Extrem hohe Mangan-Konzentrationen von > 2 mg/l werden regelmäßig an der Messstelle Karrenzin festgestellt. Anthropogen bedingte Erhöhungen von Mangan können vor allem durch Sickerwässer von Hausmülldeponien auftreten.

6.1.3 Anorganische Spurenstoffe

Untersuchungen auf anorganische Spurenstoffe (Schwermetalle und Metalloide) wurden im Berichtszeitraum nur an den Messstellen vorgenommen, die mit PVC ausgebaut wurden. Es liegen damit so wenig Analyseergebnisse vor, dass eine repräsentative Bewertung der Situation auf dieser Basis nicht vorgenommen werden kann. Aufgrund der Tatsache, dass in den Jahren 1992 bis 1994 diese Stoffe in Spuren gefunden und nur vereinzelt höhere Konzentrationen gemessen wurden, ist die Messfrequenz verändert worden. Diese Analysen wurden im Berichtszeitraum nur einmal im Jahr vorgenommen.

Die Schwermetalle **Blei, Cadmium, Nickel, Chrom, Quecksilber und Zink**, die in den natürlichen Böden und Lockergesteinen in M-V zumeist nur in sehr niedrigen Konzentrationen vorkommen, werden bevorzugt an Bodenbestandteilen (Tonminerale, organische Substanz) reversibel gebunden und verdrängen dabei Kalium-, Calcium- und Magnesium-Ionen. Wie aus der Tab. 6.1-3 abzulesen ist, liegen die Konzentrationen in den untersuchten Grundwässern in der Regel weit unterhalb der Grenz- bzw. Richtwerte der TrinkwV. Häufig liegen die Konzentrationen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Als Ausnahme sollte hier die neue und seit Herbst 2001 zum Trendmess-

netz gehörende Messstelle Groß Gischow genannt werden, deren Konzentrationen von Nickel, Aluminium, Blei und Zink das allgemeine Niveau übersteigen, aber noch unter dem Grenzwert der TrinkwV liegen. Die Ursache muss noch geklärt werden.

Die **Aluminium**-Gehalte liegen in 10 % der Analyseergebnisse über dem Grenzwert der TrinkwV von 0,2 mg/l, vereinzelt auch über 1,0 mg/l (Tab. 6.1-3). Der pH-Wert von über 7 an den meisten Messstellen lässt jedoch darauf schließen, dass das Pufferungsvermögen der Böden zur Zeit noch ausreichend ist.

Arsen kommt geogen hauptsächlich als Arsenkies oder in oxidischer Form als Arsenik vor. Unter leicht reduzierenden Bedingungen sind bestimmte Arsen-Verbindungen im Grundwasser beständig. Die Arsen-Gehalte liegen mit Werten zwischen 0,1 und 0,7 µg/l unter dem Grenzwert der TrinkwV von 10 µg/l.

Bor wurde generell in Konzentrationen unterhalb des gültigen Grenzwertes der TrinkwV von 1 mg/l festgestellt.

6.1.4 Stickstoffverbindungen und Phosphat

Stickstoffverbindungen werden dem Grundwasser durch den im Boden erfolgenden Abbau organischer Substanzen und durch die Oxidation anorganisch gebundenen Stickstoffs zugeführt. Die wichtigsten anorganischen Verbindungen im Stickstoffkreislauf sind das **Nitrat** und das **Ammonium**, wobei im Grundwasser die Redoxverhältnisse das Überwiegen von Nitrat oder Ammonium bestimmen. Weniger von Bedeutung ist das **Nitrit** auf Grund seiner Instabilität, d.h. seines schnellen Abbaus. Deutliche Erhöhungen sind jedoch in anthropogen belasteten Gewässern zu verzeichnen. Der wesentliche anthropogene Eintrag von Stickstoff in das Grundwasser erfolgt durch das übermäßige Ausbringen von Düngemitteln (mineralischer Dünger, Gülle, Klärschlamm). Auch Emissionen in die Atmosphäre

Tab. 6.1-3: Vergleich der Konzentrationen anorganischer Spurenstoffe mit den Grenzwerten der Trinkwasserversorgung

Parameter	Einheit	Grenzwert lt. TrinkwV (1990)	Bestimmungsgrenze	Spanne der Analysenwerte (ermittelt)<	Analysenwerte Bestimmungsgrenze(%)
Blei	µg/l	40	0,2	0,2 - 13	52
Chrom	µg/l	50	0,5	0,5 - 34	70
Kupfer	µg/l	RW: 3000	0,2	0,2 - 9	27
Nickel	µg/l	50	0,2	0,2 - 14	14
Quecksilber	µg/l	1	0,02	0,2 - 0,03	95
Zink	µg/l	RW: 5000	1	1 - 56	12
Arsen	µg/l	10	0,1	0,1 - 0,6	35
Cadmium	µg/l	5	0,02	0,02 - 1,5	52
Aluminium	mg/l	0,2	0,04	0,04 - 8,4 *	72
Bor	mg/l	1	0,05	0,05 - 0,78	39

* Ausnahmen: Heinrichswalde (bis 23,5 mg/l) und Reez1 UP (13,6mg/l)

(Ammoniak aus Massentierhaltungen, Stickoxide aus Autoabgasen) sind Ursachen für anthropogene Stickstoffeinträge in den Boden und das Grundwasser. Problematisch ist Nitrat insofern, dass erhebliche gesundheitliche Probleme auftreten können, wenn es in hoher Konzentration mit dem Trinkwasser aufgenommen wird. Es kann durch die Umwandlung von Nitrat zu Nitrit im Körper zur Methämoglobinämie führen. Der Sauerstofftransport im Blut wird speziell bei Säuglingen gestört und im Extremfall können Säuglinge ersticken. Aus gutem Grund liegt der Grenzwert für Nitrat in der TrinkwV bei 50 mg/l.

Wie die **Abb. 6.1-12** zeigt, liegen die **Nitrat**-Konzentrationen aller Grundwassermessstellen bei 68 % aller Analysen unter 1 mg/l, weitere 10 % unter 10 mg/l, jedoch ca. 14 % über 50 mg/l, also über dem Grenzwert der TrinkwV. Die extrem hohen Nitratwerte wurden fast ausnahmslos an den oberflächennahen Grundwassermessstellen gemessen. Hier liegen 55 % der Konzentrationen unter 1 mg/l, aber ca. 19 % aller Messwerte über 50 mg/l und dabei häufig sogar über 100 mg/l. Diese Messstellen weisen zudem hohe Sauerstoffgehalte (**Abb. 6.1-14**) und in Spuren auch Pflanzenschutzmittelrückstände und Schwermetalle auf. Vergleicht man die Nitratbelastung mit der Flächennutzung des Einzugsbereiches der untersuchten Messstellen, so wird der Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Nutzung vielfach deutlich (LAUN 1994). In der **Abb. 6.1-13** ist die Flächennutzung im Einzugsgebiet der untersuchten Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern dargestellt. Wie nicht anders bei einem Flächenland zu erwarten, liegt die Mehrzahl der Messstellen in landwirtschaftlich geprägtem Raum. Die Grundwassermessstellen, die in größeren Tiefen verfiltert sind und aufgrund der Teufenlage und der Überdeckung mit zum Teil mächtigen Grundwasserstauern relativ gut geschützt sind (**Abb. 6.1-12**), weisen in der Regel geringere Nitrat-Konzentrationen auf. Bei den vorherrschenden reduzierenden Bedingungen werden die Nitrate zu Ammonium-

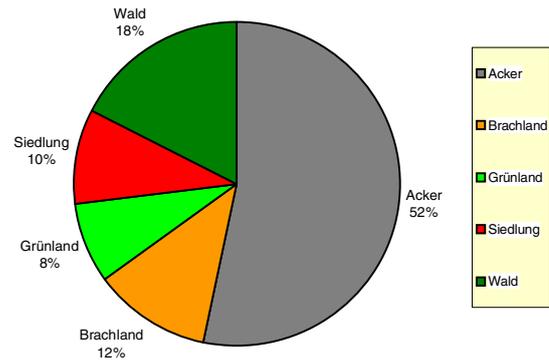


Abb. 6.1-13: Flächennutzung im Einzugsgebiet der Messstellenstandorte des Grund- und Trendmessnetzes

Ionen oder zu elementarem Stickstoff abgebaut (**Abb. 6.1-14**). Allerdings werden auch in den tieferen Grundwasserleitern im Beobachtungszeitraum zu einem geringen Prozentsatz Nitrat-Konzentrationen über 50 mg/l ermittelt:

- Düssin mit Werten zwischen 52 und 86 mg/l
- Blowatz OP mit Werten zwischen 55 und 86 mg/l
- Rechlin mit Werten von 80 bis 120 mg/l

Aufschlussreich ist in diesem Zusammenhang die zusätzliche Auswertung von 173 Grundwassermessstellen (unbedeckte Grundwasserleiter) des Sondermessnetzes „Kies“, die entweder einmalig oder über mehrere Jahre untersucht wurden. Daten liegen aus dem Zeitraum 1993 bis 2002 vor. Es werden im Mittel an 44 % der Messstellen Konzentrationen über 50 mg/l Nitrat festgestellt. Nur an 23 % der Messstellen liegen sie unter 10 mg/l Nitrat. Grundlage für die Häufigkeitsverteilung in **Abb. 6.1-15** waren generell die zeitlich letzten ermittelten Konzentrationswerte. Zu den hohen Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser in den oberflächennahen Messstellen kommen wie in den Vor-

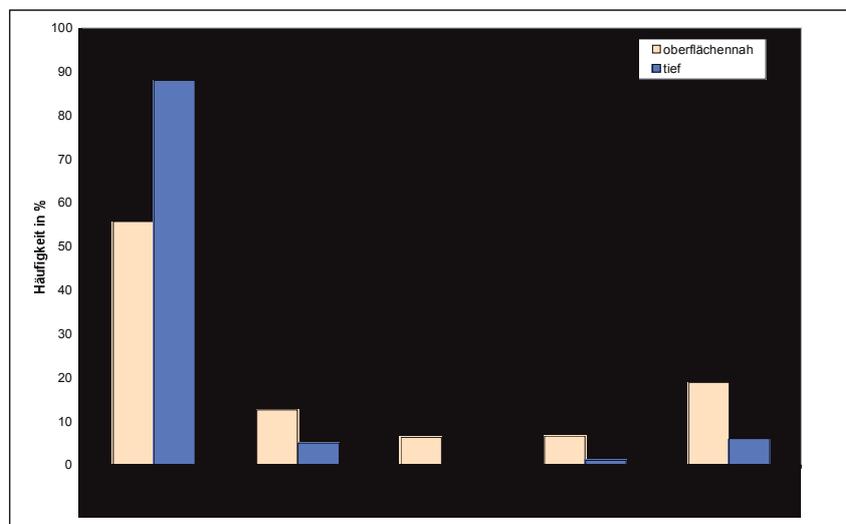


Abb. 6.1-12: Häufigkeitsverteilung der Nitrat-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

jahren meistens geringe Nitrit- und Ammonium-Gehalte. Ausnahme sind Grebs OP und Nadrensee, wo neben den hohen Nitrat-Konzentrationen relativ hohe Nitritwerte gemessen wurden. Das gilt auch für einige Messstellen des Trendmessnetzes wie Poseritz UP, Möderitz und Ahlbeck. Bei Grebs handelt es sich um eine Messstelle, die inmitten einer bewirtschafteten Ackerfläche liegt und deutliche Anzeichen von Düngung in den Analyseergebnissen aufweist. Der obere Filter ist im unbedeckten Grundwasserleiter ausgebaut. Deutlich zeigt sich an diesem Standort wieder die Abnahme der Nitrat-Konzentration mit der Tiefe im gleichen unbedeckten Grundwasserleiter (**Abb. 6.1-16**). Schon in einer Tiefe von 18 bis 20 m (Messstelle Grebs MPo) werden infolge der stattgefundenen Denitrifikation und/oder Zufluss anders beschaffenen Grundwassers nur noch Nitratkonzentrationen von ca. 1 mg/l festgestellt. Vergleichbare Ergebnisse bezüglich der Abnahme der Nitrat-Gehalte mit der Tiefe lassen sich auch im Raum Hohen Wangelin (**Abb. 6.1-16**) feststellen.

Generell muss davon ausgegangen werden, dass im oberflächennahen Grundwasserleiter in Bereichen starker landwirtschaftlicher Aktivitäten und in unbedeckten Grundwasserleitern erhöhte Nährstoff-Konzentrationen zu verzeichnen sind. Die **Anlage 6-8** zeigt die über den Untersuchungszeitraum festgestellten mittleren Nitratkonzentrationen der Landesmessstellen und des Sondermessnetzes Kies. Zum anderen ist der Karte die Verteilung der grundwasserfernen Sandstandorte, der Sand- und Tieflehmstandorte sowie der grundwasserbestimmten Sande, die im wesentlichen zu den landwirtschaftlich genutzten Grenzstandorten gehören und aufgrund ihrer natürlichen Voraussetzungen ein geringes Ertragspotential besitzen, zu entnehmen. Sehr häufig werden gerade in diesen Bereichen extrem hohe Nitratkonzentrationen festgestellt. Die ausgewählten Grundwassermessstellen, deren Nitrat-Ganglinien in der **Abb. 6.1-17** dargestellt werden, liegen alle im Einzugsgebiet landwirtschaftlicher Tätigkeit. Die Messstellen Altenkirchen und Brandshagen sind durch bindige Schichten geschützt und in Tiefen >20 m verfiltert, während es sich bei den Messstellen, die erhöhte Nitratwerte aufweisen, um oberflächennahe Messstellen handelt.

Weiterhin in Beobachtung ist der Raum Hohen Wangelin (SIGENEGER 1997). Hier bestand von 1975 bis 1990 eine industrielle Rindermastanlage. Es fielen regelmäßig große Mengen Gülle an, die auf den landwirtschaftlichen Flächen der Umgebung ausgebracht wurden. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um unbedeckte Grundwasserleiter, die in Hinblick auf anthropogene Einträge besonders gefährdet sind. Die Auswirkungen der Gülleverregung auf die Flächen konnten eindrucksvoll durch ein Sondermessnetz belegt werden, das 1975 eingerichtet wurde und bis 1989 beobachtet wurde. Nach wie vor werden hier extrem hohe Nitrat-Gehalte zwischen 100 und 200 mg/l gemessen, vereinzelt auch darüber (**Abb. 6.1-18**).

In **Abb. 6.1-19** ist zu erkennen, dass der Nitrat-Gehalt mit der Tiefe abnimmt, während der Ammonium-Gehalt zunimmt. Die hohen Werte können unterschiedlich bezüglich ihrer Herkunft interpretiert werden. In den oberflächennahen Grundwasserleitern muss man mit dem Einfluss der landwirtschaftlichen Düngung als anthropogenem Faktor rechnen. In größeren Tiefen ist eine erhöhte Konzentration von Ammonium als Ergebnis des Denitrifikationsprozesses möglich.

Nitrit spielt als kurzlebige Zwischenprodukt im Stickstoffkreislauf bei den vorliegenden Analysen nur eine untergeordnete Rolle. Bei 55 % aller Analysen liegen die Konzentrationen unterhalb 0,01 mg/l, bei 34 % der Analysen zwischen 0,01 und 0,05 mg/l. Über dem Grenzwert der TrinkwV von 1990 mit 0,1 mg/l liegen ca. 12 % der oberflächennahen Analysen, während nur 3 % der tiefen Grundwässer diesen Wert überschreiten (**Abb. 6.1-20**). Die höchsten Konzentrationen wurden in den Messstellen Grebs OP, Nadrensee, Priborn UP sowie den Trendmessstellen Poseritz UP, Ahlbeck und Gresse mit Werten über 0,5 mg/l (Grenzwert der TrinkwV von 2001, die ab 1.1.2003 in Kraft getreten ist) festgestellt.

Die Häufigkeitsverteilung der **Ammonium**-Konzentrationen ist in **Abb. 6.1-21** dargestellt. In etwa 74 % Messstellen liegen die festgestellten Konzentrationen unter dem Grenzwert der TrinkwV von 0,5 mg/l. Mit zunehmender Tiefe ist ein Anstieg der Ammonium-Gehalte zu erkennen, vereinzelt werden Werte bis ca. 3 mg/l Ammonium festgestellt. Wie in den Vorjahren wurden an der Messstelle Düssin wieder die höchsten Werte mit bis zu 15 mg/l Ammonium ermittelt. Die Zunahme der Ammonium-Konzentration mit der Tiefe ist zum einen durch den Abbau von Nitrat unter reduzierenden Bedingungen zu erklären, zum anderen sind geogene Einflüsse maßgebend. Das korreliert auch mit der Klassifizierung nach JAHNKE (1999). Die Typen 3m, 2 und 1, die geogenen Grundwässern entsprechen, zeichnen sich in den so klassifizierten Messstellen durch erhöhte Ammonium-Konzentrationen aus.

In den **Anlagen 6-9 und 6-10** wird die Entwicklung der Nitrat-Situation von 1996 bis 2002 aufgezeigt. Zum einen wird hier deutlich, dass in den Messstellen in größerer Tiefe nach wie vor höhere Nitrat-Konzentrationen nur selten festgestellt werden. Es zeichnet sich eher eine positive, d.h. abnehmende Tendenz ab. Die Zunahme der hohen Konzentrationen im Beobachtungsraum im oberflächennahen Grundwasser ist gegenüber den Vorjahren in der dargestellten Größenordnung nur scheinbar. Hier ist zu berücksichtigen, dass in die Auswertung die Ergebnisse der gezielt eingerichteten Trendmessstellen eingegangen sind. Die Entwicklung der Häufigkeitsverteilung von Nitrat mit der Filtertiefe ist in der **Anlage 6-11** dargestellt.

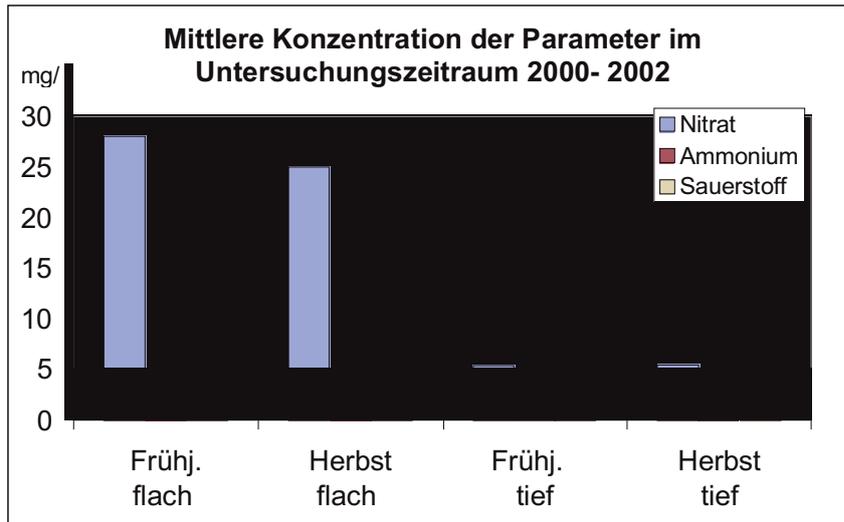


Abb. 6.1-14: Säulendiagramm der Nitrat-, Ammonium- und Sauerstoff-Konzentrationen (Mittelwerte), getrennt nach oberflächennahen („flach“) und tiefen („tief“) GW-Messstellen sowie dem Zeitpunkt der Beprobung („Frühj.“ / „Herbst“)

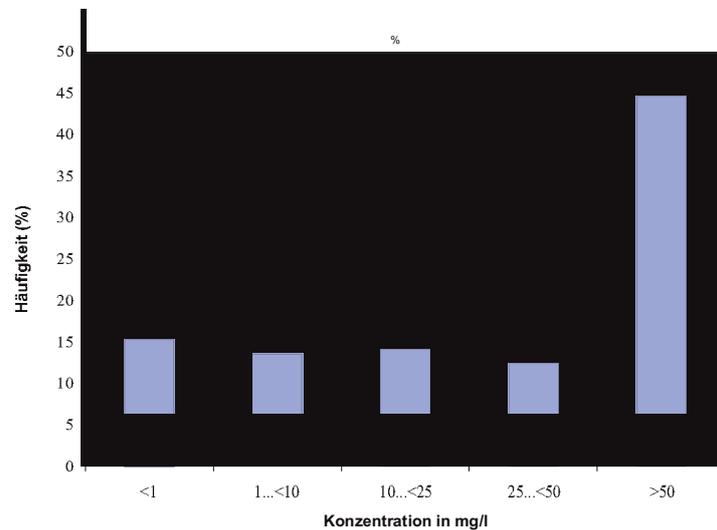


Abb. 6.1-15: Häufigkeitsverteilung der Nitrat-Konzentrationen im Sondermessnetz „Kies“

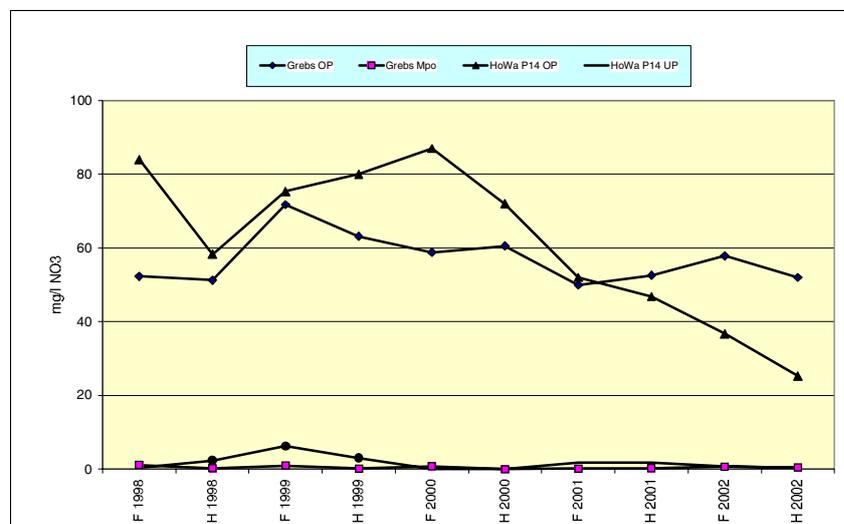


Abb. 6.1-16: Vergleich von Nitrat-Ganglinien an ausgewählten Messstellen im unbedeckten Grundwasserleiter

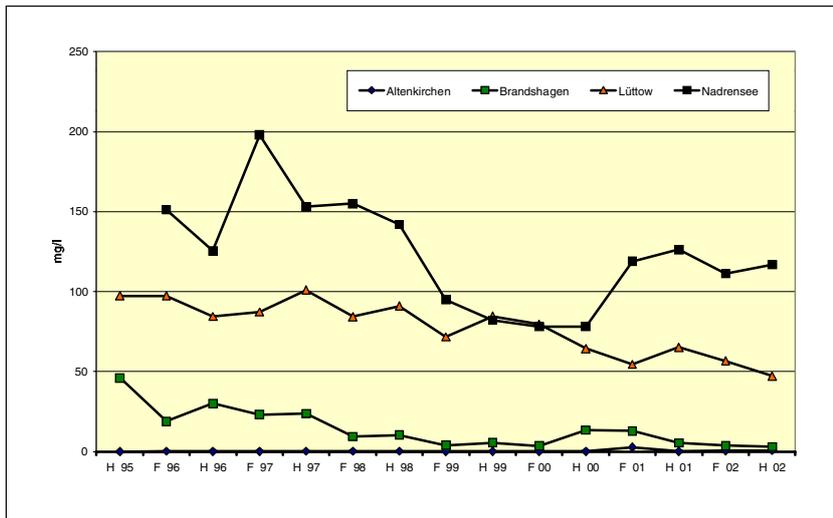


Abb. 6.1-17: Nitrat-Gehalte ausgewählter GW-Messstellen des Grundmessnetzes

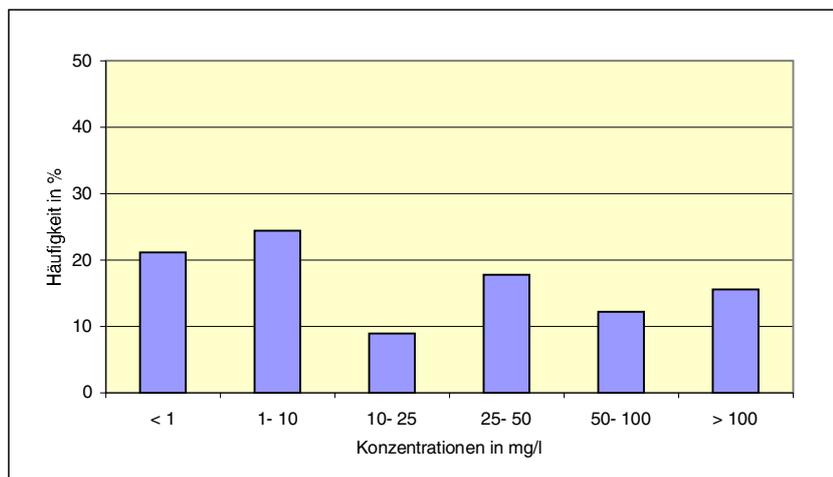


Abb. 6.1-18: Häufigkeitsverteilung der Nitrat-Konzentrationen im Bereich Hohen Wangelin



Abb. 6.1-19: Häufigkeitsverteilung der Nährstoff-Konzentrationen (Mittelwerte), getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

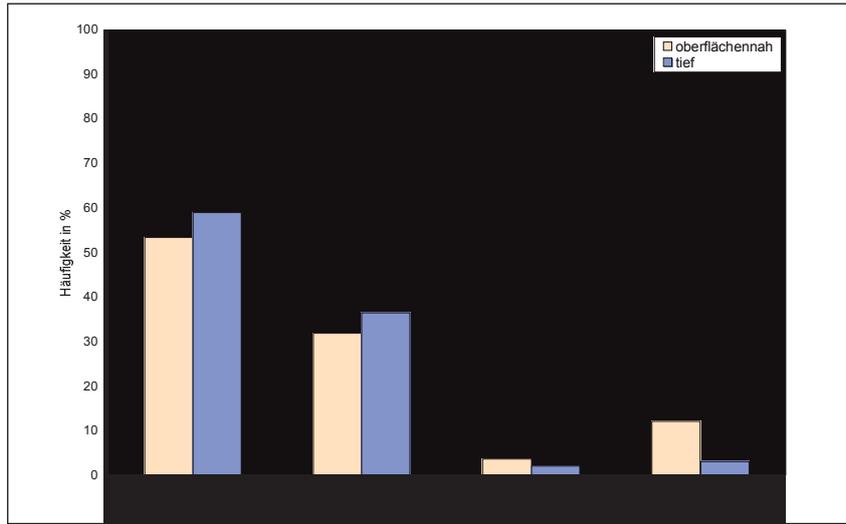


Abb. 6.1-20: Häufigkeitsverteilung der Nitrit-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

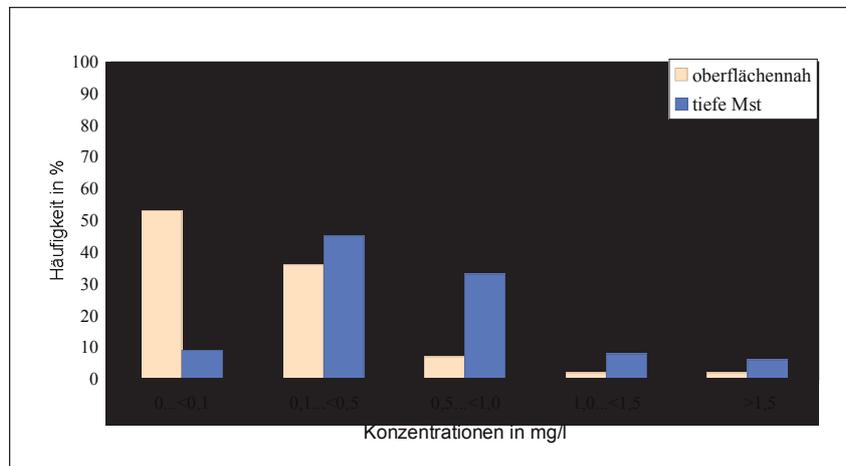


Abb. 6.1-21: Häufigkeitsverteilung der Ammonium-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

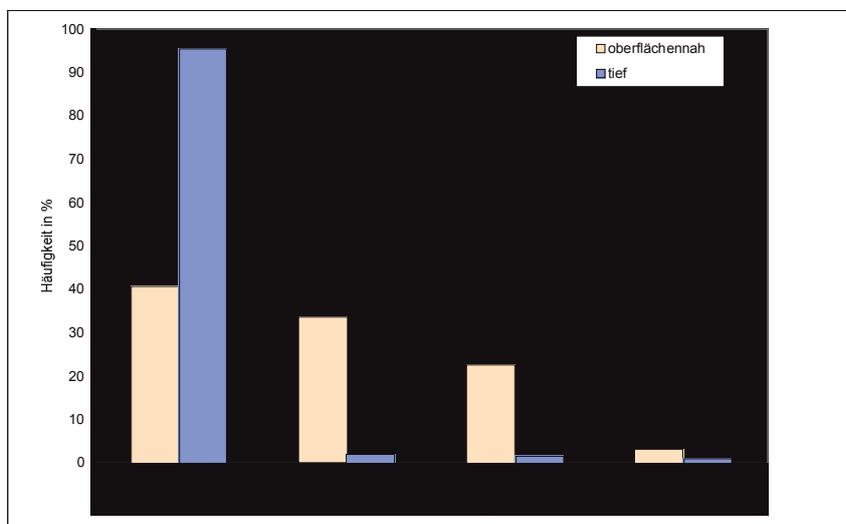


Abb. 6.1-22: Häufigkeitsverteilung der Ortho-Phosphat-Konzentrationen im Berichtszeitraum, getrennt nach oberflächennahen und tiefen GW-Messstellen

Erhöhte **Phosphat-Gehalte** in oberflächennahen Grundwasserleitern sind vor allem auf Düngemittelausbringung in der Landwirtschaft und Deponiesickerwässer zurückzuführen. Auch in bedeckten Grundwasserleitern können erhöhte Gehalte auftreten, die aus organischen Einlagerungen stammen. Die ermittelten Phosphat-Gehalte (**Abb. 6.1-22**) liegen in der Regel zwischen 0,005 und 0,5 mg/l ortho-Phosphat. Nur vereinzelt werden höhere Werte über 1 mg/l festgestellt.

6.1.5 Pflanzenschutzmittel und LHKW

Mit zunehmender Intensivierung der Landwirtschaft werden auch immer häufiger **Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM)** eingesetzt. In die Untersuchungen auf diese Spurenstoffe wurden im Berichtszeitraum 33 oberflächennah verfilterte Grundwassermessstellen des Landesmessnetzes und ab 2001 auch die Messstellen des Trendmessnetzes einbezogen. Damit wurden im Jahr 2002 zweimal entsprechende Analysen an 65 bzw. 67 Messstellen durchgeführt. Die Parameter wurden nach den Ergebnissen bisher vorliegender Untersuchungen und nach den beim Umweltbundesamt vorliegenden Fundlisten festgelegt. Von den 52 untersuchten Wirkstoffen wurden 20 und diese meistens in geringen Konzentrationen nachgewiesen (**Anlage 6-12**), vereinzelt jedoch auch über dem Grenzwert der TrinkwV von 0,1 µg/l für die einzelnen Wirkstoffe. Bei einer messstellenbezogenen Auswertung der Analyseergebnisse fällt auf, dass in ca. 60 % der untersuchten Messstellen im Berichtszeitraum Pestizidrückstände gefunden wurden (**Anlage 6-13**). Die Wirkstoffe in bestimmbar Konzentrationen wurden in den meisten Grundwassermessstellen nur einmal, in wenigen Fällen auch mehrmals festgestellt. In diesem Fall wurde in der Tabelle die höchste bestimmte Konzentration angegeben. Eine Überschreitung des Grenzwertes der TrinkwV von 0,5 µg/l für die Summe der Pestizide wurde an den Messstellen Friedland, Groß Gischow und HoWa P14 OP, Poseritz OP und Möderitz festgestellt, bei Groß Gischow, Lüttow und Poseritz nur zu einem Zeitpunkt, während an den anderen Messstellen wiederholt Konzentrationen über dem Grenzwert ermittelt wurden.

Das Verhalten von PBSM in der Untergrundpassage ist abhängig von den Stoffeigenschaften, der Art der Anwendung und den Standortbedingungen. So sind Gründe für die meist nur einmaligen Funde unter anderem in der Mobilität sowie im Abbauverhalten der Wirkstoffe im Boden, im Zeitpunkt der Ausbringung der Pflanzenschutzmittel sowie in der Niederschlagstätigkeit nach der Ausbringung zu suchen.

Wie in den vergangenen Jahren wurden mehrere Wirkstoffe aus der Gruppe der **Triazine** festgestellt. **Atrazin** wurde als herbizider Wirkstoff vor allem im Maisanbau, aber auch als Totalherbizid auf Nichtkulturland und Gleisanlagen eingesetzt. Seit dem 1.4.1991 gilt ein generelles Anwendungsverbot für Atrazin in der BRD. Der relativ häufige Anteil von Desethylatrazin lässt auf länger zurückliegende Einträge schließen. Atrazin und Desethylatrazin, Hauptabbauprodukt des Atrazin, sind aufgrund ihrer mäßigen Mobilität und des langsamen Abbauverhaltens noch jahrelang im Grundwasser nachweisbar. Das zeigte sich auch im Berichtszeitraum. **Simazin** wird oft zusammen mit **Propazin** gefunden. Im Berichtszeitraum wurde Simazin in mehreren Messstellen nachgewiesen, während Propazin im Berichtszeitraum keine Rolle spielte. Der Einsatz propazinhaltiger Pflanzenschutzmittel ist in der BRD nur beschränkt erlaubt. Relativ häufig wurden Prometryn und Desisopropylatrazin gefunden.

Bromacil, ein Uracilderivat, wurde zur Gleisentkrautung eingesetzt und fällt seit 1993 unter Anwendungsverbot. Dennoch konnte es mit Konzentrationen <1 µg/l einmal nachgewiesen werden. Phenylharnstoffe wie **Chlortoluron** und **Isoproturon** werden hauptsächlich als Herbizide im Getreideanbau eingesetzt. Sie gelten als leicht abbaubar. Meist sind diese Stoffe nur in Spuren nachweisbar, vereinzelt jedoch auch in Konzentrationen über 0,1 µg/l.

Phenoxyalkancarbonsäurederivate haben eine herbizide Wirkung. Die durch Abbau gebildeten **Carbonsäuren** werden (wie z.B. **2,4-D** und **Mecoprop**) nur langsam abgebaut. Nur in einer Messstelle wurde 2,4-D und 2,4-DP in Konzentrationen >1 µg/l nachgewiesen. Vereinzelt treten diese Stoffe in Spuren auf.

DDT fand als Kontakt- und Fraßgift gegen Insekten Verwendung. Unter Einwirkung von Licht wird es teilweise zu DDE und DDD abgebaut. DDT ist ubiquitär verbreitet. Der Einsatz ist heute aus ökologischen Gründen in der BRD verboten. Dennoch spielt der Eintrag aus landwirtschaftlichen Flächen eine Rolle, da DDT je nach Art des Bodens 3 bis 10 Jahre persistent ist.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden auch in begrenztem Umfang organische Spurenstoffe untersucht, die nicht zu den PBSM gehören.

Die **halogenhaltigen aliphatischen Kohlenwasserstoffe (LHKW)** sind eine herausragende Stoffgruppe hinsichtlich anthropogener Grundwassergefährdungen. Die Gründe liegen in der guten Wasserlöslichkeit und Mobilität. So muss man davon ausgehen, dass eine Reihe dieser Stoffe zumindest in Spuren sogar in tieferen Grundwässern vorkommt. An den oberflächennahen Grundwassermessstellen wurden die in **Anlage 2-14** genannten Stoffe im Berichtszeitraum zweimal untersucht. Dabei wurden mehrfach wiederum an der Messstelle Bützow OP Trichlorethen und Tetrachlor-

ethen in einer Konzentration von insgesamt $>1,0 \mu\text{g/l}$ festgestellt. Als Ursache wurde durch Untersuchungen im Oberflächenwasser ein Sauerstoffgraben ermittelt, der vermutlich lange Zeit als Ableitpfad für Wasser und Abwasser eines Agrochemischen Zentrums und vermutlich auch für eine hier ansässige Produktionsstätte für technische Gase diente.

An zwei weiteren Messstellen konnte wiederholt Trichlormethan in Konzentrationen $>0,5 \mu\text{g/l}$ nachgewiesen werden. Vereinzelt wurde auch Tetrachlorethen und Trichlor-

methan gefunden. Für die organischen Chlor-Verbindungen 1,1,1-Trichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen und Dichlormethan wird in der TrinkwV ein Summengrenzwert von $0,01\text{mg/l}$ angegeben. Es handelt sich hier um Kohlenwasserstoffe, die ihre bevorzugte Anwendung als Lösungsmittel in den verschiedensten Bereichen finden. In das Grundwasser gelangen sie vermutlich über undichte Tanks, über undichte Leitungen und durch unsachgemäßen Umgang mit diesen Mitteln. Sie sind in der Regel schwerer als Wasser und sinken in Phase ab. Vermutlich wirken sie kanzerogen.

6.2 Messstellenbewertung

Für Mecklenburg-Vorpommern liegen seit 1997 Angaben zu den Hintergrund-Gehalten der natürlichen Grundwässer vor. Im Rahmen eines Werkvertrages (LAUN 1997) wurden geogene Hintergrundwerte als Referenzwerte für die Bewertung aktueller Analysendaten und Schwellenwerte für spezifische Beeinflussungstypen (**Anlage 6-14**) ermittelt, die auf anthropogene und natürliche Ursachen zurückgeführt werden können. Grundlage sind im wesentlichen die Hauptinhaltsstoffe. Für die hydrogeologischen Struktureinheiten (**Anlage 2-16**), die sowohl die hydrogeologische Situation als auch die Dynamik eines Grundwasserleiters berücksichtigen, wurden unterschiedliche Kriterien festgelegt. Auf der Basis dieser Grundlagen wurde erstmals 1998 (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997) versucht, eine Einschätzung der Belastungsursachen vorzunehmen. Auch die jetzt vorliegenden Analysenergebnisse wurden daraufhin abgeprüft. Zusätzlich wurden die Grundwässer einer Klassifizierung nach JAHNKE (1999) unterzogen, anhand

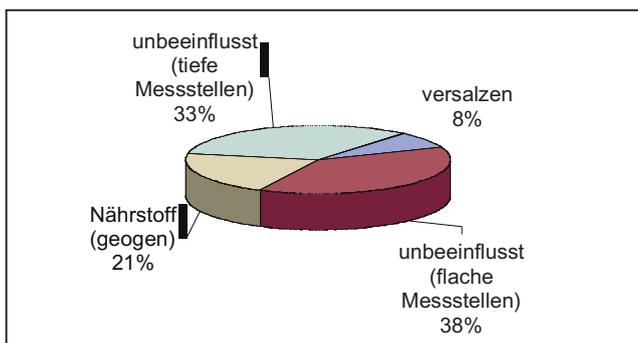


Abb. 6.2-1: Unbeeinflusste bzw. geogen beeinflusste GW-Messstellen

derer sich die Stellung des einzelnen Grundwassers im Infiltrationszyklus ableiten sowie anthropogene Einflüsse und Salzwasserbeeinflussungen erkennen lassen. Als Grundlage dienen die Ionenverhältnisse der Hauptinhaltsstoffe und die daraus abgeleiteten hypothetischen Salze. Mit Hilfe der Kombination beider Klassifizierungsverfahren lassen sich die Grundwässer in anthropogen-beeinflusst und unbeeinflusst bzw. geogen-beeinflusst unterteilen (**Tab. 6.2-1, Abb. 6.2-1** und **Abb. 6.2-2**). Anhand erhöhter Gehalte bestimmter Parameter bzw. mittels spezifischer Ionenverhältnisse, die für verschiedene Einflussfaktoren typisch sind, können die beiden Grundwassergruppen weiter differenziert werden. Demnach gelten 39 (= 30 %) der untersuchten Grundwassermessstellen als unbeeinflusst bzw. geogen beeinflusst und 89 (= 70 %) als anthropogen beeinflusst. Die differenzierte Aufteilung nach verschiedenen Einflüssen in **Abb. 6.2-2** verdeutlicht, dass die landwirtschaftliche Belastung mit 36 % die häufigste anthropogene Beeinflussung darstellt.

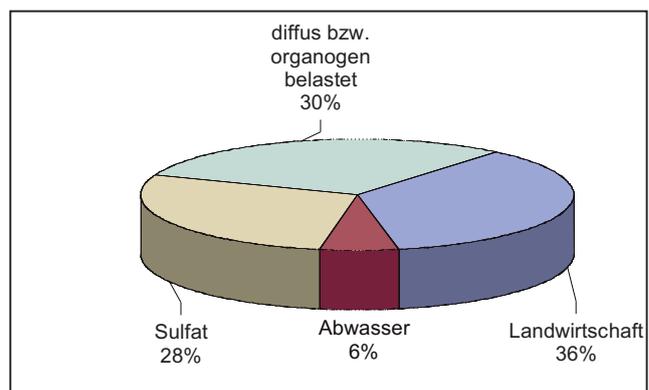


Abb. 6.2-2: Anthropogen beeinflusste GW-Messstellen

Tab. 6.2-1: Bewertung der Grundwassermessstellen bzgl. der Art der Beeinflussung

Haupttyp	Untertyp	Parameter mit erhöhten Gehalten und/oder spezifischen Ionenverhältnissen	Messstelle
	Landwirtschaft	N-Verbindungen, Sulfat, Kalium, Chlorid, PBSM, rK/Na	Blowatz OP, Düssin, Grebs OP, Lüttow, Nadrensee, Rechlin, Warnow OP, Wusseken/ Kiesgrube, Ahlbeck (UER), Briest, Dorf Mecklenburg, GHGG 3/99, GHGG 4/99, HoWa P1/OP, HoWa P14/OP, HoWa P2, Karrenzin, Klein Trebbow, Lebbin, Liepen P10, Liepen P12, Liepen P13/OP, Linstow P16/OP, Linstow P5/OP, Losten, Lübesse, Möderitz, Poseritz OP, Poseritz UP, Relzow, Roggenstorf, Trassenheide
	Abwasser		Friedland OP, Jabel-Nordost, Neubrandenburg OP, Ramin, Rothenklempenow
	Sulfat	Sulfat, rSO ₄ /Cl	Bentzin, Blowatz-Heidekaten, Brandshagen, Brenkenhof, Bützow OP, Lelkendorf OP, Linstow OP, Mankmoos, Reez 1 UP, Selmsdorf OP, Stralsund BfA, WW Peetsch, Bäbelin P21, Chemnitz Ausbau OP, Fahrbinde, Gresse, Groß Gischow, HoWa P1/UP, HoWa P14/UP, HoWa P7, Jabel OP, Liepen P13/UP, Quassel OP, Trent, Waren-Feisneck
	diffus bzw. organogen belastet	verschiedene Parameter	Altenkirchen, Boizenburg MP, Demmin-Siebeneichen, Diestelow, Georgenthal, Groß Krams OP, Groß Viegeln UP, Heinrichswalde UP, Hohenmin, Kavelstorf Vorf.1, Kavelstorf Vorf.2, Pinnow-Süd, Rieth OP, Rieth UP, Suckow 9/75, Tessin, Unrow, Vielist OP, Warnow MP, Woldegk OP, WW Zernin, Grabow, Liepen b. Kratzeburg, Liepn P11, Reinberg, Vipperow, Wiesenthal
	versalzen	Chlorid, Natrium, rSO ₄ /Cl	Dabitzer Wiese OP, Dabitzer Wiese UP, Grebs UP
	unbeeinflusst (oberflächennahe Messstellen)	- - -	Graal-Müritz, Grebs MPo, Grebs MPu, Groß Viegeln OP, Koblenz OP, Priborn OP, Rothemühl, Torgel./Bevernteich, Dadow, Hoort OP, HoWa P4, Jabel UP, Steinmühle, Userin Zwenz. Tannen, Zweedorf
	Nährstoff (geogen)	Ammonium	Falkenhäger Bruch, Gr.Teetzleben OP, Gr.Teetzleben UP, Groß Flöte, Köchelstorf OP, Köchelstorf UP, Lelkendorf MP, Lelkendorf UP
	unbeeinflusst (tiefe Messstellen)	NaHCO ₃	Bützow UP, Görries UP, Groß Dratow OP, Hanshagen UP, Klütz UP, Linstow MP, Neubrück MP, Neubrück OP, Priborn UP, Selmsdorf MP, Willerswalde UP, Woeten MP, Woeten OP

6.3 Zusammenfassung

In die Gewässergüteüberwachung waren im Untersuchungszeitraum 2000 bis 2002 insgesamt 79 Grundwassermessstellen (Grundmessnetz) und 51 Trendmessstellen eingebunden. Die Trendmessstellen sowie 35 Messstellen des Grundmessnetzes sind im oberflächennahen Grundwasserleiter verfiltriert. Die Hauptinhaltsstoffe und Nährstoffe wurden grundsätzlich an allen Messstellen untersucht. Zusätzlich wurden alle oberflächennahen Messstellen im Berichtszeitraum jeweils im Frühjahr und Herbst auf organische Spurenstoffe (Pflanzenschutzmittel und LHKW) analysiert. Zusätzlich wurden 173 Messstellen des Sondermessnetzes Kies, von denen einmalig bzw. über einen längeren Zeitraum Daten vorlagen, bezüglich Ihrer Nitratkonzentrationen in die Auswertung eingebunden. Die Landesmessstellen, die über einen PVC-Ausbau verfügen, wurden außerdem einmal im Jahr auf ausgewählte Schwermetalle und Metalloide untersucht.

Die Einschätzung der Belastungssituation der einzelnen Grundwassermessstellen wurde nach den Bewertungsgrundlagen vorgenommen, die für das Land Mecklenburg-Vorpommern unter Zugrundelegung der aus mehreren Jahrzehnten vorliegenden Grundwasseranalysen erarbeitet wurden (HANNAPPEL, S. 1996 und LAUN 1997).

Zusätzlich wurden die Grundwässer einer Klassifizierung nach JAHNKE (1999) unterzogen, anhand derer sich die Stellung des einzelnen Grundwassers im Infiltrationszyklus ableiten sowie anthropogene Einflüsse und Salzwasserbeeinflussungen erkennen lassen. Die Sicherheit der vorgenommenen Einschätzung der einzelnen Grundwassermessstellen hinsichtlich der anthropogenen und natürlichen Belastung konnte durch die Kombination der beiden Bewertungsgrundlagen weiter erhöht werden. Mehr als 70 % der Messstellen liegen in landwirtschaftlich geprägtem

Raum. So zeigte sich bei der Auswertung der Daten deutlich der Einfluss der Landwirtschaft auf die untersuchten Grundwässer.

Generell kann man die Aussage treffen, dass die tieferen durch bindige Deckschichten geschützten Grundwasserleiter keine anthropogenen Belastungen aufweisen, die die Qualität des Grundwassers beeinträchtigen. Grenzwertüberschreitungen werden in nennenswerter Größenordnung nur bei Eisen und Mangan festgestellt. Nach LAUN (1997) liegen sie jedoch im Bereich der natürlichen Hintergrundwerte und sind gegen bedingt.

Die oberflächennahen, ungeschützten Grundwasserleiter zeigen an ca. 60 % der untersuchten Messstellen Hinweise auf anthropogene Belastung, wobei die Einflüsse aus der Landwirtschaft (Nährstoffeinträge) überwiegen. Auffallend ist die teilweise extrem hohe Belastung mit Nitrat. In geringem Maße sind auch Abwassereinflüsse erkennbar. An den untersuchten oberflächennahen Messstellen lassen sich in Spuren auch Rückstände von Pflanzenschutzmitteln feststellen. Mehrere Messstellen fallen durch wiederholte Funde von Rückständen in relativ hoher Konzentration auf, die deutlich machen, dass auch die Problematik der PBSM-Belastung in einem landwirtschaftlich geprägten Land wie Mecklenburg-Vorpommern nicht zu unterschätzen ist.

Im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL wird in erster Linie der obere zusammenhängende Grundwasserleiter betrachtet, um das Risiko einschätzen zu können, dass der gute Zustand als Hauptziel der Richtlinie bis zum Jahr 2016 nicht erreicht wird und entsprechende Maßnahmen ableiten zu können. Zu den Leitparametern, die zur Beurteilung des guten Zustandes herangezogen werden, gehören Nitrat und Pflanzenschutzmittel. Folgerichtig ist nach wie vor bei der Gewässerüberwachung das Hauptaugenmerk auf die oberflächennahen Grundwasserleiter zu legen.

7 Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie – Ziele, Umsetzung und Organisation

Im Jahre 2000 erließen das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union die „Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (Wasserrahmenrichtlinie). Die Richtlinie wurde am 22.12.2000 im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften veröffentlicht und trat mit ihrer Veröffentlichung in Kraft.

Die Wasserrahmenrichtlinie unterwirft die Bewirtschaftung der Gewässer EU-einheitlichen, rechtlich verbindlichen Gütezielen und wird prägenden Einfluss auf Durchführung und Verfahren der künftigen Gewässerüberwachung nehmen.

7.1 Ziele

Die Wasserrahmenrichtlinie hat das Ziel,

- den Zustand der Gewässerökosysteme und der unmittelbar von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete zu schützen und zu verbessern
- eine nachhaltige Wassernutzung zu fördern
- die Einleitung und Freisetzung sogenannter prioritärer Stoffe und prioritärer gefährlicher Stoffe zu reduzieren oder einzustellen
- die Verschmutzung des Grundwassers zu verringern
- die Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren zu mindern.

Zur Umsetzung dieses Zieles verfolgt die Wasserrahmenrichtlinie zwei wesentliche wasserwirtschaftliche Ansätze: den Einzugsgebietsansatz und den Typansatz.

Grundlage der Gewässerbewirtschaftung nach Wasserrahmenrichtlinie stellt das Einzugsgebiet dar. Die Wasserrahmenrichtlinie versteht unter Einzugsgebiet ein Gebiet, aus dem der gesamte Oberflächenabfluss an einer einzigen Flussmündung, einem Ästuar oder Delta in das Meer gelangt. In einem solchen Einzugsgebiet sollen alle Gewässer – die Oberflächengewässer wie das Grundwasser – unter Beachtung ihrer Wechselwirkungen bewirtschaftet werden. Der Einzugsgebietsansatz begreift somit das Einzugsgebiet, die zugehörigen Oberflächengewässer sowie das zugeordnete Grundwasser als eine Einheit.

Gemäß Wasserrahmenrichtlinie sind Oberflächengewässer – Fließgewässer, Standgewässer, Küstengewässer – zu typisieren. Typisieren bedeutet, dass man die Vielfalt der Oberflächengewässer nach Merkmalen wie beispielsweise morphologischen, physikalischen und chemischen Eigenschaften in Gewässertypen unterteilt. Die Gewässertypisierung

dient als Grundlage einer ganzheitlichen, sich insgesamt auf die biologische, hydromorphologische, physikalische und chemische Beschaffenheit der Gewässer erstreckende Bewertung.

Mit den Gewässertypen definiert man den Ausgangspunkt der ganzheitlichen Bewertung. Die Gewässertypen sind Idealtypen, die in ihren Merkmalen – den biologischen, hydromorphologischen, physikalischen und chemischen Referenzbedingungen – den anzunehmenden Naturzustand der dem jeweiligen Typ zugeordneten Gewässer beschreiben. Gewässer, deren Beschaffenheit den Referenzbedingungen des Gewässertyps entspricht oder nur sehr gering von ihnen abweicht, stuft die Wasserrahmenrichtlinie in der ganzheitlichen Bewertung als „sehr gut“ ein. Weicht die Beschaffenheit gering von den Referenzbedingungen ab, befindet sich das Gewässer in einem „guten Zustand“, weicht sie mäßig ab, in einem „mäßigen Zustand“. Bei noch stärkeren Abweichungen spricht die Wasserrahmenrichtlinie von einem „unbefriedigenden Zustand“ oder einem „schlechten Zustand“.

Neben den beiden genannten wasserwirtschaftlichen Ansätzen verfolgt die Wasserrahmenrichtlinie konkrete Bewirtschaftungsziele, die sich aus der Bewertung der Gewässer ableiten. Die Wasserrahmenrichtlinie schreibt für Oberflächengewässer als Bewirtschaftungsziel den „guten Zustand“ vor, also einen Zustand, der gering vom Naturzustand abweicht. Der „gute Zustand“ ist bis zum Jahre 2015 zu erreichen. Wird festgestellt, dass Oberflächengewässer den guten Zustand verfehlen und ihn ohne Maßnahmen bis zum Jahre 2015 nicht erreichen werden, hat die Wasserwirtschaftsverwaltung die erforderlichen Maßnahmen bis zum Jahre 2012 zu treffen.

Das Grundwasser unterliegt im Gegensatz zu den Oberflächengewässern keinem Typisierungserfordernis. Gleichwohl setzt die Wasserrahmenrichtlinie auch ihm verbindliche Ziele: den „guten mengenmäßigen Zustand“ und den „guten chemischen Zustand“. Übersteigt die Grundwasserentnahme das nutzbare Grundwasserdargebot nicht, befindet sich das Grundwasser in einem „guten mengenmäßigen Zustand“. Von einem „guten chemischen Zustand“ spricht die Wasserrahmenrichtlinie, wenn im Grundwasser keine Schadstoffgehalte auftreten, die geltende Qualitätsnormen überschreiten oder Gewässer- und Landökosysteme, die mit dem Grundwasser in Verbindung stehen, erheblich schädigen. Grundwasser, das die genannten Bedingungen nicht erfüllt, befindet sich in einem „schlechten mengenmäßigen“ oder „schlechten chemischen Zustand“.

Die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie sind für das Grundwasser ebenfalls bis zum Jahre 2015 zu erreichen. Wird festgestellt, dass das Grundwasser gegenwärtig den „guten mengenmäßigen“ oder „guten chemischen Zustand“ verfehlt und ihn ohne Maßnahmen bis zum Jahre 2015 nicht erreichen wird, hat die Wasserwirtschaftsverwaltung die erforderlichen Maßnahmen grundsätzlich bis zum Jahre 2012 zu treffen.

Mit dem „guten Zustand“ setzt die Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächengewässer einen Zustand als Bewirtschaftungsziel an, der keinem natürlichen Zustand entspricht, sondern einem Zustand, der gering von ihm abweicht. Damit Oberflächengewässer, die sich heute in einem „sehr guten“, also einem natürlichen oder nahezu natürlichen Zustand befinden, in ihrer Beschaffenheit erhalten bleiben, verbietet die Wasserrahmenrichtlinie darüber hinaus grundsätzlich eine Verschlechterung des Zustandes der Oberflächengewässer. Dieses Verschlechterungsverbot erstreckt sich nicht nur auf Oberflächengewässer in einem „sehr guten Zustand“, auch alle anderen Oberflächengewässer, wie schlecht ihr Zustand immer sein mag, dürfen in ihrem Zustand nicht weiter verschlechtert werden.

Für das Grundwasser legt die Wasserrahmenrichtlinie ein dem Verschlechterungsverbot der Oberflächengewässer vergleichbaren Grundsatz fest: Die Wasserwirtschaftsverwaltung hat jeden signifikanten und dauerhaften Anstieg von Schadstoffgehalten im Grundwasser anzuhalten und umzukehren.

7.2 Umsetzung

Damit die Wasserwirtschaft die Bewirtschaftungsziele bis zum Jahre 2015 erreicht, gibt ihr die Wasserrahmenrichtlinie genau bezeichnete Umsetzungsschritte vor. Der Ablauf der Umsetzung lässt sich in vier wesentliche Abschnitte gliedern:

- Bestandsaufnahme: Die Wasserwirtschaftsverwaltung nimmt bis zum Ende des Jahres 2004 den gegenwärtigen Zustand der Gewässer auf und schätzt ab, wie wahrscheinlich es ist, dass Gewässer die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreichen werden. Dazu ist es erforderlich, die Belastungen zu ermitteln, denen die Gewässer ausgesetzt sind. Im Zuge der Bestandsaufnahme werden die Einzugsgebiete abgegrenzt, die Behördenzuständigkeiten geregelt und die Oberflächengewässer typisiert.
- Aufstellung von Überwachungsprogrammen: Auf der Bestandsaufnahme aufbauend, stellt die Wasserwirtschaftsverwaltung bis zum Ende des Jahres 2006 Programme zur Überwachung der Gewässer auf. Die Überwachung erfasst vor allem die Gewässer, für die die Wasserwirtschaftsverwaltung in der Bestandsaufnahme feststellt, dass sie die Bewirtschaftungsziele der Wasser-

rahmenrichtlinie wahrscheinlich verfehlen werden. Die Überwachung dient dazu, diese Einschätzung zu prüfen und nötigenfalls die Ursachen zu ermitteln, derentwegen die Gewässer die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreichen.

- Aufstellung des Maßnahmenprogrammes und des Bewirtschaftungsplanes: Auf der Grundlage der Bestandsaufnahme und der Überwachungsergebnisse stellt die Wasserwirtschaftsverwaltung bis zum Ende des Jahres 2009 ein Maßnahmenprogramm und einen Bewirtschaftungsplan auf. Das Maßnahmenprogramm enthält unter anderem Maßnahmen für die Gewässer, bei denen die Wasserwirtschaftsverwaltung bei der Überwachung feststellt, dass sie die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie ohne Tätigwerden der Wasserwirtschaftsverwaltung verfehlen werden. Vom Ende des Jahres 2006 an unterrichtet die Wasserwirtschaftsverwaltung die Öffentlichkeit über die Schritte zur Aufstellung des Bewirtschaftungsplanes, bedeutende Wasserbewirtschaftungsfragen und die Entwürfe des Bewirtschaftungsplanes.
- Zielerreichung: Bis zum Ende des Jahres 2015 sollen die Gewässer die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie erreichen. Bei Gewässern, die ohne Tätigwerden der Wasserwirtschaftsverwaltung die Bewirtschaftungsziele verfehlen würden, führt die Wasserwirtschaftsverwaltung die im Maßnahmenprogramm festgelegten Maßnahmen bis zum Ende des Jahres 2012 durch. Die Maßnahmen sollen die Gewässer in einen Zustand versetzen, der auch sie die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie bis 2015 erreichen lässt.

Mit diesen vier Schritten zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele ist die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nicht abgeschlossen. Die Wasserrahmenrichtlinie verpflichtet die Mitgliedstaaten der Europäischen Gemeinschaft ferner dazu, kostendeckende Wasserpreise zu gewährleisten und ein Verzeichnis der Schutzgebiete aufzustellen, die nach dem Recht der Europäischen Gemeinschaften zum Schutz von Gewässern oder von Lebensräumen und Arten, die vom Wasser unmittelbar abhängen, eingerichtet wurden. Das Schutzgebietsverzeichnis ist bis 2004 zu erstellen, die kostendeckenden Wasserpreise sollen von 2011 an gelten. Das Schutzgebietsverzeichnis ist in der Folge regelmäßig zu aktualisieren.

Des Weiteren hat die Wasserwirtschaftsverwaltung dafür zu sorgen, dass der Eintrag sogenannter prioritärer Stoffe in Oberflächengewässer nach und nach vermindert und der Eintrag sogenannter prioritärer gefährlicher Stoffe eingestellt wird. Prioritäre Stoffe sind Stoffe, die eine erhebliche Gefahr für die Gewässer darstellen oder durch die eine erhebliche Gefahr von Gewässern ausgehen kann. Prioritäre gefährliche Stoffe sind Stoffe, die toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind. Die Europäische Kommission schlägt eine Liste prioritärer und prioritärer gefähr-

licher Stoffe sowie das Vorgehen zur Verringerung oder Beendigung ihres Eintrages vor. Zwanzig Jahre, nachdem das Europäische Parlament und der Europäische Rat dem Vorgehen zur Beendigung des Eintrages prioritärer gefährlicher Stoffe zugestimmt haben, muss die Wasserwirtschaftsverwaltung den Eintrag solcher Stoffe in Oberflächengewässer unterbunden haben.

Erstmals 2015 und danach alle sechs Jahre hat die Wasserwirtschaftsverwaltung das Maßnahmenprogramm und den Bewirtschaftungsplan zu überprüfen und nötigenfalls zu aktualisieren. Eine Aktualisierung ist vor allen Dingen dann erforderlich, wenn es der Wasserwirtschaftsverwaltung nicht gelingt, alle zu betrachtenden Gewässer bis zum Jahre 2015 die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie erreichen zu lassen. Für Gewässer, die weiterhin nicht den Bewirtschaftungszielen entsprechen, muss die Wasserwirtschaftsverwaltung aufs Neue Maßnahmen vorsehen und binnen drei Jahren bis 2018 umsetzen. Verfehlen Gewässer im Jahre 2021 wiederum die Bewirtschaftungsziele, hat die Wasserwirtschaftsverwaltung bis 2024 das letzte Mal die Möglichkeit, Maßnahmen einzuleiten. Bis zum Jahre 2027 sollen spätestens alle zu betrachtenden Gewässer die Bewirtschaftungsziele der Wasserrahmenrichtlinie erreichen.

7.3 Organisation

Gemäß dem Einzugsgebietsansatz verlangt die Wasserrahmenrichtlinie ihre Umsetzung in Einzugsgebieten. Umgesetzt wird die Wasserrahmenrichtlinie von den Wasserbehörden. Die Zuständigkeit der Wasserbehörden richtet sich nach politischen Grenzen, die in aller Regel nicht identisch sind mit den Einzugsgebietsgrenzen. Um dennoch der Forderung der Wasserrahmenrichtlinie nachzukommen, muss die Wasserwirtschaftsverwaltung ein Gerüst institutionalisierter Zusammenarbeit der Wasserbehörden über politische Grenzen hinweg schaffen. In Mecklenburg-Vorpommern ist dies in einem ersten Schritt mit dem „Erlass zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern“ (Umsetzungserlass) vom 1. Juli 2002 geschehen.

Die Wasserrahmenrichtlinie versteht – anders als im bisher üblichen Sprachgebrauch – unter einem oberirdischen Einzugsgebiet nur das Gebiet, aus dem der gesamte Oberflächenabfluss an einer Fließgewässermündung ins Meer gelangt. Mecklenburg-Vorpommern hat Anteil an folgenden Einzugsgebieten im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie:

- dem Einzugsgebiet der Trave, das hauptsächlich in Schleswig-Holstein liegt; die Trave mündet in die Ostsee
- dem Einzugsgebiet der Elbe, das sich über die deutschen Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Brandenburg, Berlin, Sachsen und Bayern und

darüber hinaus bis nach Tschechien, Polen und Österreich erstreckt; die Elbe mündet in die Nordsee

- den Einzugsgebieten der Warnow und der Peene, die ausschließlich in Mecklenburg-Vorpommern liegen; Warnow und Peene münden in die Ostsee
- dem Einzugsgebiet der Oder, das hauptsächlich in Polen liegt und an dem auch die Bundesländer Brandenburg und Sachsen Anteil haben; die Oder mündet in das Stettiner Haff und damit in die Ostsee
- einer Vielzahl kleiner und kleinster Einzugsgebiete; sie liegen größtenteils ausschließlich in Mecklenburg-Vorpommern, und ihr Oberflächenabfluss gelangt der Definition der Wasserrahmenrichtlinie gemäß an einer Fließgewässermündung in das Meer, die Ostsee.

Nach dem Umsetzungserlass vom 01.07.2002 bilden die Einzugsgebiete innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns bestimmte Gebietseinheiten, die Bearbeitungsgebiete. Teilweise fassen Bearbeitungsgebiete aus Effektivitätsgründen mehrere kleinere Einzugsgebiete zusammen. Die zehn Bearbeitungsgebiete haben eine durchschnittliche Größe von 2.300 km² (**Abb.7.3-1**).

- Der mecklenburg-vorpommersche Anteil am Einzugsgebiet der Trave ist das Bearbeitungsgebiet Stepenitz.
- Der mecklenburg-vorpommersche Anteil am Einzugsgebiet der Elbe gliedert sich in die Bearbeitungsgebiete Sude, Elde/Müritz und Obere Havel.
- Die Einzugsgebiete Warnow und Peene bilden jeweils die Bearbeitungsgebiete Warnow und Peene.
- Die Einzugsgebiete, die in das Stettiner Haff entwässern, gehören mit Ausnahme des Einzugsgebietes der Oder zum Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow.
- Der mecklenburg-vorpommersche Anteil am Einzugsgebiet der Oder ist das Bearbeitungsgebiet Oder.
- Kleinere Einzugsgebiete zwischen den Einzugsgebieten der Trave und der Warnow bilden das Bearbeitungsgebiet Küstengebiet West.
- Kleinere Einzugsgebiete zwischen dem Einzugsgebiet der Warnow und dem Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow sowie auf Rügen und Usedom bilden das Bearbeitungsgebiet Küstengebiet Ost.

In jedem Bearbeitungsgebiet ist ein Arbeitskreis eingerichtet. Dem Arbeitskreis gehören Vertreter der Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur, der Unteren Wasser- und Naturschutzbehörden der Landkreise und kreisfreien Städte, der Ämter für Landwirtschaft, der Ämter und ggf. Gemeinden, der abwasserbeseitigungspflichtigen Körperschaften, der Wasserversorger, der Wasser- und Bodenverbände sowie anderer interessierter Stellen an.

Mit den Arbeitskreisen ist eine institutionalisierte Zusammenarbeit der Wasserbehörden über Verwaltungsgrenzen hinweg unter Einbeziehung weiterer interessierter Stellen in den Einzugsgebieten innerhalb Mecklenburg-Vorpommerns gewährleistet. Für die Koordinierung der Umsetzung



Abb. 7.3-1: Bearbeitungsgebiete nach Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern

der Wasserrahmenrichtlinie über die Grenzen der Einzugsgebiete und die Grenzen Mecklenburg-Vorpommerns hinaus kommt eine weitere Gebietseinheit zum Tragen: die Flussgebietseinheit. Die Flussgebietseinheit gilt gemäß Wasserrahmenrichtlinie als Haupteinheit für die Bewirtschaftung der Einzugsgebiete. Sie umfasst ein einzelnes Einzugsgebiet oder auch mehrere benachbarte kleinere Einzugsgebiete sowie die Flächen der zugehörigen Küstengewässer.

Im Sinne der Wasserrahmenlinie gilt als Küstengewässer die See zwischen der Küstenlinie und einer gedachten Linie, die eine Seemeile vor der Basislinie verläuft. Die Basislinie ist die Linie, von der aus die Staaten ihr Hoheitsgebiet bestimmen (die sogenannte 12-Meilen-Zone). Die Basislinie fällt in der Regel mit der Küstenlinie des Festlandes zusammen, an Meerengen und an Inseln kann sie aber auch in der See oder auf der Küstenlinie der Inseln verlaufen. Bei einzelnen Fragen der Wasserrahmenrichtlinie gilt ausnahmsweise das Gewässer bis zur Hoheitsgrenze als Küstengewässer.

Über das Land Mecklenburg-Vorpommern erstrecken sich vier Flussgebietseinheiten:

- Die Flussgebietseinheit Schlei/Trave liegt hauptsächlich auf dem Territorium Schleswig-Holsteins und besteht aus den Einzugsgebieten der Schlei, der Trave und kleinerer Fließgewässer, die in die Ostsee münden. Zu der Fluss-

gebietseinheit gehören die schleswig-holsteinischen Ostseeküstengewässer. Mecklenburg-Vorpommern ist mit dem Bearbeitungsgebiet Stepenitz an dieser Flussgebietseinheit beteiligt.

- Die Flussgebietseinheit Elbe erstreckt sich von Österreich über Tschechien, Polen, Mittel- und Norddeutschland bis zur Nordsee und entspricht dem Einzugsgebiet der Elbe. Mecklenburg-Vorpommern ist mit den Bearbeitungsgebieten Sude, Elde/Müritz und Havel an dieser Flussgebietseinheit beteiligt.
- Die Flussgebietseinheit Oder liegt hauptsächlich auf dem Territorium Polens und besteht aus dem Einzugsgebiet der Oder sowie den Einzugsgebieten kleinerer Fließgewässer, die wie die Oder in das Stettiner Haff münden. Das Stettiner Haff gehört als Küstengewässer ebenfalls zur Flussgebietseinheit. Mecklenburg-Vorpommern ist mit dem Bearbeitungsgebiet Oder, dem Bearbeitungsgebiet Uecker/Zarow sowie mit dem Kleinen Haff an dieser Flussgebietseinheit beteiligt.
- Die Flussgebietseinheit Warnow/Peene liegt ausschließlich auf dem Territorium Mecklenburg-Vorpommerns und besteht aus den Bearbeitungsgebieten Warnow, Peene, Küstengebiet West und Küstengebiet Ost. Zu der Flussgebietseinheit gehören alle Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Ausnahme des Kleinen Haffes.

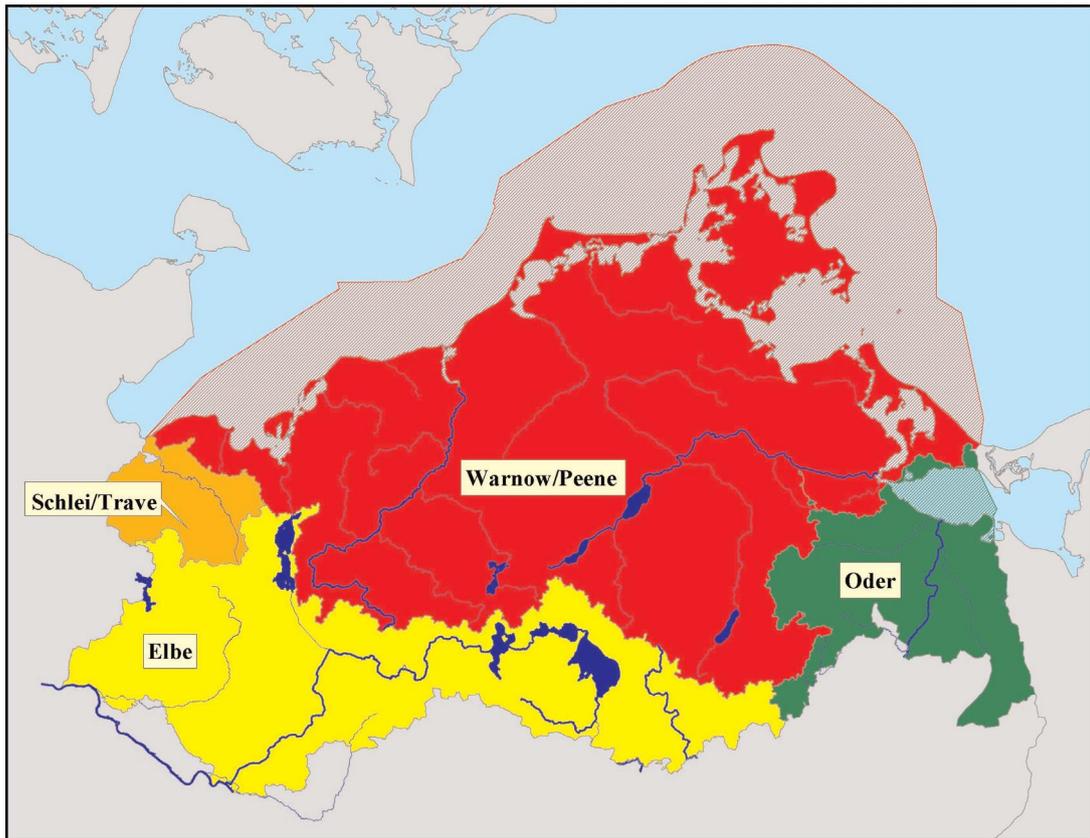


Abb. 7.3-2: Flussgebietseinheiten in Mecklenburg-Vorpommern

Die Flussgebietseinheit Warnow/Peene (ohne Küstengewässer) nimmt 59 %, die Flussgebietseinheit Elbe 27 %, die Flussgebietseinheit Oder (ohne Küstengewässer) 10 % und die Flussgebietseinheit Schlei/Trave 4 % der Fläche Mecklenburg-Vorpommerns ein (**Abb.7.3-2**).

In allen mecklenburg-vorpommerschen Anteilen der Flussgebietseinheiten ist gemäß Umsetzungserlass vom 1. Juli 2002 das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geol-

ogie Mecklenburg-Vorpommern für die Koordinierung der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie über die Grenzen der Bearbeitungsgebiete und die Grenzen Mecklenburg-Vorpommerns hinaus verantwortlich. In der Flussgebietseinheit Warnow/Peene fungiert es als zuständige Behörde, in den Flussgebietseinheiten Schlei/Trave, Elbe und Oder arbeitet es mit den verantwortlichen Stellen außerhalb Mecklenburg-Vorpommerns zusammen.

8 Literaturverzeichnis

8.1 Literatur zu Kapitel 2 „Allgemeines“

DVWK (1995): Zustandsbeschreibung des Grundwassers, Wasser-Information Nr. 46, Bonn

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1992 (1993): Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Der Umweltminister. 146 S.

HANNAPEL, S. & H.-J. VOIGT (1997): Bewertung der Analysenergebnisse aus den hydrogeologischen Ergebnisberichten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt des Landesamtes für Umwelt und Natur, Heft 2/97

JAHNKE, C. (1999): Ein neues Klassifikationssystem für Grundwasser und seine Anwendung in känozoischen Porengrundwasserleitern, Grundwasser- Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 2/99

KOLLATSCH, R.A., B. NEUMANN, D. MEHL & A. MARQUARDT (2003): Künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper in Mecklenburg-Vorpommern – Das Problem der Gewässererrohrung. Korrespondenz Abwasser 9, S. 112-1128.

LUNG (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Nr. 02/2002, 36 S. und Anlagen.

MEHL D., A. MARQUARDT, R.A. KOLLATSCH & B. NEUMANN (2003): Bestandsaufnahme nach Wasser- rahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern – Zum Ausmaß der Fließgewässererrohrungen. WasserWirtschaft 09, S. 42-46.

MINISTERIUM FÜR BAU, LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT (1993): Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern (Gewässerüberwachungsserlass). 14 S. und 5 Anlagen.

TRINKWASSERVERORDNUNG (1990): Die Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung - TrinkwV) vom 12.12.1990

UMWELTMINISTERIUM (1999): Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern 1999 und 2000 (5. Fortschreibung des Gewässerüberwachungsserlasses). 1 S. und 5 Anlagen.

UMWELTMINISTERIUM (2001): Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern 2001 (6. Fortschreibung des Gewässerüberwachungsserlasses). 2 S. und 5 Anlagen.

UMWELTMINISTERIUM (2002): Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern 2001 (7. Fortschreibung des Gewässerüberwachungsserlasses). 1 S. und 5 Anlagen.

8.1 Literatur zu Kapitel 3 „Fließgewässer“

ARGE (2003): Hochwasser August 2002 – Einfluss auf die Gewässergüte der Elbe. Bericht der Wassergütestelle Elbe Hamburg, aufgestellt von H. Reincke, 55. S., Anlagen.

BACHOR A. (2003): Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit im Verlauf des Hochwasserereignisses in Dömitz in: Dokumentation Elbehochwasser August/September 2002 des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Schwerin. 28 S.

BACHOR, A., K.-D. HOCHFELD & G. SCHOKNECHT (2002): Die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Ergebnisse der Güteüberwachung an Trendmessstellen für den Zeitraum 1975-1999, Teil I: Physikalisch-chemische Kenngrößen. 184 S. Anlagen u. CD-ROM

BACHOR, A., V. KELL, T. HÜBENER, U. LENSCHOW, K. LÖBER, H. STEG & CH. SCHÖPPE (1988): Untersuchungen zur Phytoplanktonentwicklung im Unterlauf der Warnow in Abhängigkeit von Wasserführung, Temperatur, Globalstrahlung und Nährstoffgehalt und über die Auswirkungen der Planktonbiomassen auf die Reinwasserqualität des Wasserwerkes Rostock. Unveröff. Bericht der Wasserwirtschaftsdirektion Küste, 69 S. u. Anlagen.

BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (2003a): Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe. Abschlussbericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Koblenz, 204 S.

BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (2003b): Das Augusthochwasser 2002 im Elbegebiet. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 48 S.

BÖHME, M. (2000): Sauerstoffkonzentrationen und Entwicklung der Phytoplanktonaktivität im Längsschnitt der Elbe. Poster auf der Wasser Berlin 2000.

BÖRNER, R., BÖNSCH, R. FADSCCHILD, K., GOSSELCK, F. & 10 weitere Autoren (1994): Ein Beitrag zur Biologie der Warnow, eines norddeutschen nacheiszeitlichen Tieflandflusses. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 56-92.

- BÖRNER, R. (2003): Die Warnow – ein natürlich rückgestautes Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag auf Kolloquium der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 17./18. Juni 2003, BfG-Veranstaltung 4/2003
- BRÜGMANN, L. (2002): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten von Küsten- und Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (2002). Unveröff. Bericht TÜV Nord Umweltschutz GmbH im Auftrag des LUNG, 30 S. u. Anlagen.
- BUSCH, K.-F., D. UHLMANN & G. WEISE (1986): Ingenieurökologie, Gustav Fischer Verlag, Jena, S. 409-411.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt ? In (Hrsg.) Jaeger, D. & R. KOSCHEL (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer, Gustav Fischer Verlag Stuttgart Jena New York, 21-28.
- EIDAM, J. (2002): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1999-2001. Unveröff. Bericht Univ. Greifswald im Auftrag des LUNG, 49 S. u. Anlagen.
- FERGUSON, J. E. (1990): The heavy elements – Chemistry, environmental impact and health effects, Pergamon Press, Oxford-New York-Tokyo, 525 pp.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1993 (1994): Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Der Umweltminister. 130 S. und 40 S. Anlagen.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999 (2001): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 106 S. und Anlagen auf CD-ROM.
- KLEEBERG, A., B. NIXDORF & J. MATHES (2000): Lake Jabel restoration project: Phosphorus status and possibilities and limitations of diversion of its nutrient-rich main flow. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 5: 23-33.
- KLITZSCH, S., M. DETHLOFF & CH. ROCHOW (2003): Übersichtsmaterial zur meteorologisch-hydrologischen Bewertung des Kalender- und Abflussjahres 2002. Unveröff. Bericht des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, 3 S. u. Anlagen.
- KOPPE, P. & A. STOZEK (1999): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme. Vulkan-Verlag Essen, 567 S.
- LAWA (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), 25 S.
- LAWA (1998b): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), 35 S.
- LAWA (1999): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland - Karten der Wasserbeschaffenheit 1987-1996. - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), 44 S. u. Anlagen.
- MERKEL, B. & B. SPERLING (1996/1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil I u. II. in: Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Hefte 110 u. 117, Wirtsch. und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn
- NUSCH, E.A. & P. KOPPE (1978): Die trophische Wirkung von P- und N-Verbindungen auf das Algenwachstum eines Fließgewässers in Abhängigkeit von Wasserführung, Temperatur, Globalstrahlung und Nährstoffgehalt. *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser* 29, S. 47-65.
- RHEINHEIMER, G (1995): Meereskunde der Ostsee. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 338 S.
- RÜCKER, J., NIXDORF, B., DENEKE, R., KLEEBERG, A. & U. MISCHKE (2003): Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung. *Wasser & Boden*, 55/4, 4-10.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHNABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke-Verlag Stuttgart. 491 S.
- SCHUDOMA, D. (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. UBA-Texte 52/94, 131 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. UBA (Hrsg.), UBA-Texte 15/03, Berlin, 160 S. Anlagen

8.3 Literatur zu Kapitel 4 „Standgewässer“

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der EU vom 22.12.2000 (L327/1).

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1994 (1996): Gütezustand der oberirdischen Gewässer, Küstengewässer und Grundwasser in Mecklenburg-Vorpommern. Der Minister für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin, Eigenverlag, (223 S.).

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1995 (1997): Oberirdische Gewässer, Küstengewässer und Grundwasser. Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin, Eigenverlag, (296 S.).

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1996/1997 (1999): Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Schwerin, Eigenverlag, (140 S., Anhang: 249 S.).

KORCZYNSKI, I. & J. MATHES (1999): Ergebnisse des Seenprojekts Mecklenburg-Vorpommern: Bewältigung der Datenflut. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Klagenfurt 1998: 478 - 481.

KORCZYNSKI, I.; MÜLLER, J. & J. MATHES (2003): Monitoring der Kleinseen in Mecklenburg-Vorpommern: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Braunschweig 2002 (ISBN-Nr. 3-9805678-6-9): 52 - 57.

KOSCHEL, R. et al. (2002): Untersuchung zur Nachhaltigkeit der Maßnahme: Künstliche Calcitfällung und Tiefenwasserbelüftung im Schmalen Luzin (Mecklenburg-Vorpommern). Ergebnisbericht i.A. des StAUN Neubrandenburg.

LAWA (1999): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien 1998. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 74 S.

LAWA (2001): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ – Vorläufige Richtlinie für die Trophieklassifikation von Talsperren. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 35 S.

LAWA (2003): „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“ – Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 27 S.

MATHES, J. (2002): Die Trophiesituation der Seen in Mecklenburg-Vorpommern und ihre Konsequenzen. In: KAISER, K. (Hrsg.) Die jungquartäre Fluß- und See-genese in Nordostdeutschland. Beiträge zur Tagung in Hohenzieritz (Mecklenburg) vom 26.-28. Februar 2002. Greifswalder Geographische Arbeiten 26: 223 - 226.

MATHES, J. & I. KORCZYNSKI (2000): Das Sanierungs- und Restaurierungsprogramm der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Wasser, Luft und Boden 5: 24 - 27.

MATHES, J.; KORCZYNSKI, I. & J. MÜLLER (2003): Shallow lakes in Northeast Germany – trophic situation and restoration programmes. Kluwer Academic Publishers, Hydrobiologia 506 - 509: 797 – 802

MATHES, J.; PLAMBECK, G. & J. SCHAUMBURG (2002): Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.), Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002: 15 - 24, ISSN 1434-6834.

MATHES, J.; VENEBRÜGGE, G. & I. KORCZYNSKI (1999): Die Trophiesituation der Seen in Mecklenburg-Vorpommern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht Klagenfurt 1998: 482 - 486.

SANDROCK, S. & E.-M. SCHARF (2003): Untersuchungen zum Effekt und zur Nachhaltigkeit einer Nährstofffällung im Großen Weißen See. Fm. bioplan, Groß Stove i.A. StAUN Neubrandenburg, 21 S. & Anlagen.

SCHARF, E.-M. & S. SANDROCK (2002): Machbarkeitsstudie Sanierung/Restaurierung des Eixener Sees. Fm. bioplan, Groß Stove im Auftrag des StAUN Stralsund, 58 S. & Anhang.

SCHAUSER, I.; MATHES, J. SCHARF, B. & M. HUPFER (2002): Entscheidungsfindung und Entscheidungshilfen bei der Seentherapie. Wasser & Boden 54/9: 14 - 20.

8.4 Literatur zu Kapitel 5 „Küstengewässer“

BACHOR, A. (2001): Zur Sedimentbeschaffenheit der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Referat auf dem 2. Ostsee-Workshop 15.11.2001: Sedimentuntersuchungen in Ostseeküstengewässern und Schlussfolgerungen für Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen in der WSV, BfG-Veranstaltungen 4/2001, 1-5.

BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation an der Universität Greifswald. 213 S. und 137 S. Anlagen

BRÜGMANN, L. (2000): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2000). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 78 S., Anlagen

BRÜGMANN, L. (2001): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten und Sedimentkernen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2001). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 35 S., Anlagen

BRÜGMANN, L. (2002): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten von Küsten- und Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns (2002). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 30 S., Anlagen

BRÜGMANN, L. (2002): Ermittlung von Hintergrundwerten und deren Variabilität für Schwermetallkonzentrationen in den Küstengewässern der Ostsee (Cd, Cu, Hg, Pb und Zn im Wasser, Sediment). In Dahlke, S., Sagert, S. & L. Brügmann (2003): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. Hrsg. Umweltbundesamt, Texte 38/04 (ISSN 0722-186X).

BRÜGMANN, L., BACHOR, A. & M. BRODHAGEN (2000): Sedimentqualität in Küstengewässern und Flüssen Mecklenburg-Vorpommerns. Beitrag auf dem internat. Symposium der Bundesanstalt für Gewässerkunde vom 12.-14. April 1999 in Berlin, BfG-Mittlg. Nr. 22, S. 145-150.

DAMKE, H., K.-H. HENNING, J. KASSBOHM, T. PUFF & O. THEEL (2002): Die Schwebstoffe der Oder. Greifsw. Geowiss. Beiträge, 10, 63 S., Abbildungen, Tabellen, Anlagen und Tafeln auf CD-ROM.

EIDAM, J. (2002): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1999-2001. Unveröffentl. Bericht im Auftrage des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 49 S. und Anlagen

EIDAM, J., A. BACHOR, DANNENBERGER, D. & S. SCHMIDT (2000): Zum Schwebstofftransport im westlichen Oder-ästuar – Haupteintragspfad für Schadstoffe ? Bodden, Heft 9, S. 87-95.

EIDAM, J. & D. DANNENBERGER (1999): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern 1998. Unveröffentl. Bericht im Auftrage des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 1-33.

GEISEL, T., (1986): Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Unveröff. Diplom-Arbeit, Univ. Rostock.

GERCKEN, J. (1996): Muscheln als biologische Indikatoren der marinen Schadstoffbelastung – Studie zum Schadstoffmonitoring in Biota und zur Bedeutung exogener und endogener Faktoren als Modulatoren der Akkumulation und Wirkung von Schadstoffen. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 1-81.

GERCKEN, J., BERNAU, B., GÖBEL, B., MÖLLER, C., ILLMANN, U., KURPJUHN, H. & H. SCHULZE (2001, 2002): Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 2000, 2001. Unveröff. Berichte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

GERCKEN, J., SORDYL, H., BERNAU, B., BROSDA, K., GÖBEL, B., KREUZBERG, M. & H. SCHULZE (2002): Schadstoffkonzentrations- und Schadstoffeffektmonitoring an der Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) aus Gewässern in Mecklenburg-Vorpommern 2000, 2001. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1991 (1992): Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. Die Umweltministerin. 148 S. und Anlagen.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999 (2001): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 106 S. und Anlagen auf CD-ROM.

GOSSELCK, F., BÖNSCH, R. & M. KREUZBERG (2001, 2002, 2003): Küstenmonitoring Zoobenthos 2000, 2001, 2002. Unveröff. Berichte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.

- GOSELCK, F., ARLT, G., BICK, A., BÖNSCH, R., KUBE, J., SCHROEREN, V. & J. VOSS (1996): Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. In Merck, T. & H. v. Nordheim (1996): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48, Hrsg. Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg, 41-51.
- HELCOM (2000): Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. Part D Programme for Monitoring of contaminants and the effects of contaminants. Manual Version 1999, unter www.helcom.fi.
- IRION, G. (1984): Schwermetallbelastung in Oberflächensedimenten der westlichen Ostsee. *Naturwiss.*, 71, 536-538.
- KAMINSKI, E., KELL, V., KÜHNER, E., PANKOW, H. & D. SCHORIES (1996): Rote Liste und Artenliste der Makroalgen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. In Merck, T. & H. v. Nordheim (1996): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48, Hrsg. Bundesamt für Naturschutz Bonn-Bad Godesberg, 15-28.
- LEIPE, T., J. EIDAM, R. LAMPE, H. MEYER, T. NEUMANN, A. ODSADZUK, W. JANKE, T. PUFF, T. BLANZ, F.X. GINGELE, D. DANNENBERGER & G. WITT (1998): Das Oderhaff - Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. *Meereswiss. Berichte* No. 28, 61 S.
- MATTHÄUS, W. (1995): Temperatur, Salzgehalt und Dichte der Ostsee. In G. Rheinheimer (Hrsg.): *Meereskunde der Ostsee*. 2. Aufl. – Berlin; Heidelberg; Mailand; Paris; Tokyo: Springer 1996, S. 75-81.
- MEYER, A.-K. & MITAUTOREN: Die Belastung der Oder - Ergebnisse des Internationalen Oderprojektes (IOP). BMBF-Projekt, Eigenverlag Universität Hamburg, ISBN-Nr. 2-924330-54-9.
- MEYER, T., FÜRHAUPTER, K., HEESCH, S. & K. BEYER (2000, 2001, 2002): BENTHOS – Bestandsaufnahme und Monitoring benthischer Lebensgemeinschaften des Sublitorals vor der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns – Teilvorhaben: Makrophytenmonitoring. Unveröff. Berichte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- NAUSCH, G., WEBER, M. v., PETENATI, T., FEISTEL, R. & A. BACHOR (in prep.): Ozeanographie. In: Messprogramm Meeresumwelt. Zustandsbericht 1999 - 2002 für Nordsee und Ostsee, Kapitel 2.1, ISSN 1611-2059.
- NAUSCH, G., WEBER, M. v., PETENATI, T., FEISTEL, R. & A. BACHOR (in prep.): Nährstoffbedingungen. In: Messprogramm Meeresumwelt. Zustandsbericht 1999 - 2002 für Nordsee und Ostsee, Kapitel 2.2, ISSN 1611-2059.
- NEHRING, S. (1999): Effekte von Tributylzinn (TBT) aus Antifoulinganstrichstoffen auf Schneckenpopulationen an der deutschen Nordseeküste. *HW* 43, H. 2, S. 66- 74.
- NEHRING, S. (in prep.): Rüstungsaltslasten in den deutschen Küstengewässern – Handlungsempfehlungen zur erfolgreichen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, Bd. 14.
- SCHLUNGBAUM, G., BAUDLER, H., KRECH, M. & B. KWIATKOWSKI (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Hrsg. Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 209 S.
- SCHRAMM, W. (1996): Veränderungen von Makroalgen- und Seegrassbeständen. In LOZAN J. L., LAMPE, R., MATTHÄUS, W., RACHOR, E., RUHMOR, H., & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): *Warnsignale aus der Ostsee – Wissenschaftliche Fakten / Parey Buchverlag Berlin* 1996. 150-157.
- SIEGEL, H., SEIFERT, T., SCHERNEWSKI, G., GERTH, M., OHDE, T., PODSETCHINE, V., REIßMANN, J. & I. TEJAKUSUMA (2003): SIBIK – Satellitengestütztes Interpretations- und Bewertungsinstrument für das Küstenmonitoring des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Unveröff. Forschungsbericht des Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) im Auftrag des deutschen Zentrums für Luft- und Raumfahrt (DLR) und des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- WEBER, M. v., VOSS, J. & M. L. ZETTLER (in prep.): Makrozoobenthos. In: Messprogramm Meeresumwelt. Zustandsbericht 1999 - 2002 für Nordsee und Ostsee, Kapitel 2.5.3, ISSN 1611-2059.
- ZETTLER, M.L., BÖNSCH, R. & F. GOSELCK (2000): Das Makrozoobenthos der Mecklenburger Bucht – rezent und im historischem Vergleich. *Meereswissenschaftliche Berichte* 42: 144 S.
- ZETTLER, M. L., DAUNYS, D., KOTTA, J. & A. BICK (2002): History and success of an invasion into the Baltic Sea: The Polychaete *Marenzelleria cf. viridis*, development and strategies. In: E. Leppäkoski et al. (eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe*. Kluwer Academic Publishers: 66-75.
- ZETTLER, M.L., RÖHNER, M., FRANKOWSKI, J. & I. GLOCKZIN (2003): F+E-Vorhaben „Benthologische Arbeiten zur ökologischen Bewertung von Windenergie-Anlagen-Eignungsgebieten in der Ostsee“ – Informationen über Lebensraumtypen in potentiellen NATURA 2000-

Gebieten gemäß FFH-RL und deren benthische Besiedlung. Endbericht die Areale Westliche Rönnebank (WRB), Kadettrinne (KR) und Fehmarnbelt (FB). Unveröff. Forschungsbericht im Auftrag des BfN: 81 S.

8.5 Literatur zu Kapitel 6 „Grundwasser“

DVWK (1995): Zustandsbeschreibung des Grundwassers, Wasser-Information Nr. 46, Bonn

HANNAPPEL, S. (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer, Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen, Reihe A, Band 182, FU Berlin

JAHNKE, C. (1999): Ein neues Klassifikationssystem für Grundwässer und seine Anwendung in känozoischen Porengrundwasserleitern, Grundwasser- Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie, 2/99

KUNKEL, R., HANNAPPEL, S., VOIGT, H.-J. & F. WENDLAND (2002): Die natürliche Grundwasserbeschaffenheit ausgewählter hydrostratigrafischer Einheiten in Deutschland“ Endbericht FuE-Vorhaben der Länderarbeitsgemeinschaft der LAWA

LAUN (1994): Nitratbericht Mecklenburg-Vorpommern. unveröff. Bericht des Landesamtes für Umwelt und Natur (R. Kolbe) März 1994

LAUN (1997): Bewertung der Analysenergebnisse aus den hydrogeologischen Ergebnisberichten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Heft 2/97 Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern des Landesamtes für Umwelt und Natur

LAWA (1983): Rahmenkonzept zur Erfassung und Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit - Grundwasserüberwachungskonzept, hrsg. von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

LAWA (1999): Empfehlungen zur Konfiguration von Messnetzen sowie zu Bau und Betrieb von Grundwasser-messstellen (qualitativ), hrsg. von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

RICHTLINIE 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch- Trinkwasser-Richtlinie

RICHTLINIE 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 (EG-WRRL)

SCHLEYER, R. & H. KERNDORFF (1992): Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen, Verlag VCH, Weinheim

SIGENEGER, W.D. (1997): Hydrogeologisches Gutachten zur Gefährdung der Böden und des Grundwassers durch Altlaststandorte mit Massentierhaltung (am Beispiel Hohen Wangelin), im Auftrag des GLA Mecklenburg-Vorpommern

SIGENEGER, W.D. (1997): Hydrogeologisches Gutachten zur Gefährdung des Grundwassers durch Altlastverdachtsflächen und diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, im Auftrag des LAUN M-V

TRINKWASSERVERORDNUNG (2003): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung –TrinkwV 2001) vom 05. Mai 2001

9 Anlagenverzeichnis

- 1 Untersuchungseinrichtungen
- 1-1 Untersuchungsfelder von Universitäten und Behörden
- 1-2 Untersuchungsfelder von privatwirtschaftlichen Einrichtungen

Anlagen zum Kapitel 2 „Allgemeines“

- 2-1 Messnetz zur Überwachung der Fließgewässer 2002
- 2-2 Methoden und Bestimmungsgrenzen für Wasseruntersuchungen in Fließgewässern
- 2-3 Methoden und Bestimmungsgrenzen für Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen
- 2-4 Messnetz zur Überwachung der Küstengewässer 2002
- 2-5 Methoden und Bestimmungsgrenzen für Wasseruntersuchungen in Küstengewässern
- 2-6 Messnetz zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit 2002
- 2-7 Stammdaten des Grundmessnetzes zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit
- 2-8 Angaben zu den Messkampagnen der Grundwasserüberwachung 2000-2002
- 2-9 Stammdaten der Trendmessstellen zur Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit
- 2-10 Angaben zu den Messprogrammen im Grundmessnetz Grundwasser 2000
- 2-11 Angaben zu den Messprogrammen im Grundmessnetz Grundwasser 2001
- 2-12 Angaben zu den Messprogrammen im Grundmessnetz Grundwasser 2002
- 2-13 Angaben zu den Messprogrammen im Trendmessnetz Grundwasser 2000-2002
- 2-14 Methoden und Bestimmungsgrenzen für Grundwasseruntersuchungen
- 2-15 Trinkwassergrenzwerte, Trinkwasserrichtwerte und Trinkwasserzahlen
- 2-16 Schwellenwerte zur Ableitung von Beeinflussungstypen (nach LAUN 1997)

Anlagen zum Kapitel 3 „Fließgewässer“

- 3-1 Klassifizierungsergebnisse „Sauerstoffhaushalt und organische Belastung“, 1998-2002
- 3-2 Klassifizierungsergebnisse nach LAWA-Richtlinie - Orthophosphat, 1998-2002

- 3-3 Klassifizierungsergebnisse nach LAWA-Richtlinie - Gesamtphosphor, 1998-2002
- 3-4 Klassifizierungsergebnisse nach LAWA-Richtlinie - Ammonium, 1998-2002
- 3-5 Klassifizierungsergebnisse nach LAWA-Richtlinie - Nitrat, 1998-2002
- 3-6 Klassifizierungsergebnisse nach LAWA-Richtlinie - Nitrit, 1998-2002
- 3-7 Klassifizierungsergebnisse nach LAWA-Richtlinie - Gesamtstickstoff, 1998-2002
- 3-8 Chlorophyll a in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, 1998-2002
- 3-9 Saprobiologische Untersuchungen in Fließgewässern, 2000-2002
- 3-10 Konzentrationen in Fließgewässern - Arsen, 2000-2002
- 3-11 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Arsen, 1993-2002
- 3-12 Konzentrationen in Fließgewässern - Blei, 2000-2002
- 3-13 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Blei, 1993-2002
- 3-14 Konzentrationen in Fließgewässern - Cadmium, 2000-2002
- 3-15 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Cadmium, 1993-2002
- 3-16 Konzentrationen in Fließgewässern - Chrom, 2000-2002
- 3-17 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Chrom, 1993-2002
- 3-18 Konzentrationen in Fließgewässern - Kupfer, 2000-2002
- 3-19 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Kupfer, 1993-2002
- 3-20 Konzentrationen in Fließgewässern - Nickel, 2000-2002
- 3-21 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Nickel, 1993-2002
- 3-22 Konzentrationen in Fließgewässern - Zink, 2000-2002
- 3-23 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Zink, 1993-2002
- 3-24 Konzentrationen in Fließgewässern - Quecksilber, 2000-2002
- 3-25 Konzentrationen in ausgewählten Fließgewässern - Quecksilber, 1993-2002
- 3-26 Schwebstoff-Gehalte in Fließgewässern, 1997-2002
- 3-27 Arsen - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-28 Blei - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002

- 3-29 Cadmium - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-30 Chrom - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-31 Kupfer - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-32 Nickel - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-33 Quecksilber - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-34 Zink - Gehalte in Schwebstoffen aus Fließgewässern, 1997-2002
- 3-35 Sedimentdaten der Oberwarnow, 1998 und 2002
- 3-36 LHKW - Befunde in Fließgewässer, 2000
- 3-37 LHKW - Befunde in Fließgewässer, 2001
- 3-38 LHKW - Befunde in Fließgewässer, 2002
- 3-39 PSM - Befunde in Fließgewässer, 2000
- 3-40 PSM - Befunde in Fließgewässer, 2001
- 3-41 PSM - Befunde in Fließgewässer, 2002

Anlagen zum Kapitel 4 „Standgewässer“

- 4-1 Zusammenstellung der 2000 bearbeiteten Seen
- 4-2 Zusammenstellung der 2001 bearbeiteten Seen
- 4-3 Zusammenstellung der 2002 bearbeiteten Seen
- 4-4 Seenliste MV (Klassifizierung: Stand 2002, Morphometrie: Stand 2003)
- 4-5 WRRI-relevante Seen Mecklenburg-Vorpommerns (175 Seen > 50 ha)
- 4-6 Seentypen Mecklenburg-Vorpommern (> 50 ha; alle mit Ca-Konzentrationen > 15 mg/l)

Anlagen zum Kapitel 5 „Küstengewässer“

- 5-1 Wassertemperaturen (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-2 Salzgehalte (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-3 Sauerstoffsättigungen (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-4 Sauerstoffgehalte (Mittel- und Extremwerte im Bodenwasser), 2000-2002
- 5-5 Nitratkonzentrationen (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-6 Ammoniumkonzentrationen (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-7 Summenkonzentrationen der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-8 Gesamtstickstoff (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002

- 5-9 Orthophosphat (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-10 Gesamtphosphor (Mittel- und Extremwerte im Oberflächenwasser), 2000-2002
- 5-11 Klassifizierung der inneren und äußeren Küstengewässer, 1989-2002
- 5-12a Ergebnisse des Makrophytenmonitoring, 2000
- 5-12b Ergebnisse des Makrophytenmonitoring, 2001
- 5-12c Ergebnisse des Makrophytenmonitoring, 2002
- 5-13 Arsen-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-14 Blei-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-15 Cadmium-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-16 Kupfer-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-17 Nickel-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-18 Quecksilber-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-19 Zink-Konzentrationen in Küstengewässern, 1993-2002
- 5-20 Schwebstoff-Gehalte in Küstengewässern, 1997-2001
- 5-21 Arsen - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-22 Blei - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-23 Cadmium - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-24 Chrom - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-25 Kupfer - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-26 Nickel - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-27 Quecksilber - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-28 Zink - Gehalte in Schwebstoffen aus Küstengewässern, 1997-2001
- 5-29 Sedimentdaten der Wismar-Bucht (inklusive Salzhaff), 2000-2002
- 5-30 Sedimentdaten der Lübecker/Mecklenburger Bucht, 2000-2002
- 5-31 Sedimentdaten der Unterwarnow und des Breitlings, 2000-2002
- 5-32 Sedimentdaten der Darß-Zingster Bodden, 2001
- 5-33 Sedimentdaten der Nord- und Westrügensch Bodden, 2001
- 5-34 Sedimentdaten des Großen und Kleinen Jasmunder Boddens, 2001
- 5-35 Sedimentdaten des Strelasundes, 2001
- 5-36 Sedimentdaten des Greifswalder Boddens, 2000-2001
- 5-37 Sedimentdaten des Peenestromes, 2000-2001
- 5-38 Sedimentdaten des Kleinen Haffs, 2000-2001

Anlagen zum Kapitel 6 „Grundwasser“

- 6-1 Analysenergebnisse des Grundmessnetzes Grundwasser
- 6-2 Analysenergebnisse von Trendmessstellen
- 6-3 Abhängigkeit der Konzentrationen ausgewählter Parameter (Mittelwerte) von der Tiefe (Grund- und Trendmessnetz)
- 6-4 Ionenverhältnisse der Hauptinhaltsstoffe und die daraus abgeleiteten Hypothetischen Salze (nach JAHNKE 1999)
- 6-5 Boxplot-Diagramme ausgewählter Parameter, kategorisiert nach den verschiedenen JAHNKE-Typen
- 6-6 Vergleich der Mittelwerte und Konzentrationsspannen ausgewählter Hauptinhaltsstoffe mit den Trinkwassergrenzwerten für oberflächennahe Messstellen, 2000, 2001 und 2002
- 6-7 Vergleich der Mittelwerte und Konzentrationsspannen ausgewählter Hauptinhaltsstoffe mit den Trinkwassergrenzwerten für die tiefen Messstellen, 2000, 2001 und 2002
- 6-8 Verteilung nährstoffarmer Sand- und Tieflerhstandorte und Nitrat-Konzentrationen oberflächennaher und tiefer Grundwassermessstellen Mecklenburg-Vorpommerns
- 6-9 Entwicklung der Nitratbelastung im oberflächennahen Grundwasser, 1996-2002
- 6-10 Entwicklung der Nitratbelastung im bedeckten Grundwasser, 1996-2002
- 6-11 Häufigkeitsverteilung von Nitratbefunden an Grundwassermessstellen verschiedener Filterunterkanten
- 6-12 Zusammenstellung der untersuchten PSM und deren Fundhäufigkeit
- 6-13 Messstellenbezogene Zusammenstellung der gefundenen PSM-Wirkstoffe
- 6-14 Charakterisierung der hydrogeologischen Struktureinheiten