

Ralf GRUNEWALD; Günter SCHLUNGBAUM¹; Stefan ZERBE²; Henning von NORDHEIM³

Wreecher See und Neuensiener See: Gewässerökologische Untersuchungen an zwei Nebengewässern des Greifswalder Boddens

Abstract

The research clearly reveals the differences in water quality between two brackish lagoon-like lakes adjoining the Greifswalder Bodden within the Biosphere Reserve of Southeast Rügen (Germany). Whilst the Neuensiener See still is in a fair condition, the brackish ecosystem of the nearby and by first glance similiar Wreecher See clearly reflects the negative effects of continuous longterm eutrophication. Poor standarts of wastewater treatment, the high level of intensive agriculture within the catchment area of the Wreecher See and the precipitation-runoff or drainage of some parts of the small township of Putbus are pointed out as the main contributors to the high nutrient load reaching the Wreecher See.

Water samples were collected over the period of nearly one year and - among other hydrographic parameters - the level of anorganic nutrients analyzed. A landuse evaluation within the water catchment areas of the two coastal lakes was done using the GIS programme ArcInfo. Within the Wreecher See an additional analysis of the top sediment layer was carried out as well as further water sampling in the small streamlets leading into the lake.

A list of conclusions drawn from the research led to a set of several proposals which give an outline of how to reduce the nutrient loads reaching the lake. Waste water treatment needs to be improved, while other measures mainly aim at the establishment of a more sustainable form of agriculture or landuse in general.

1 Einleitung

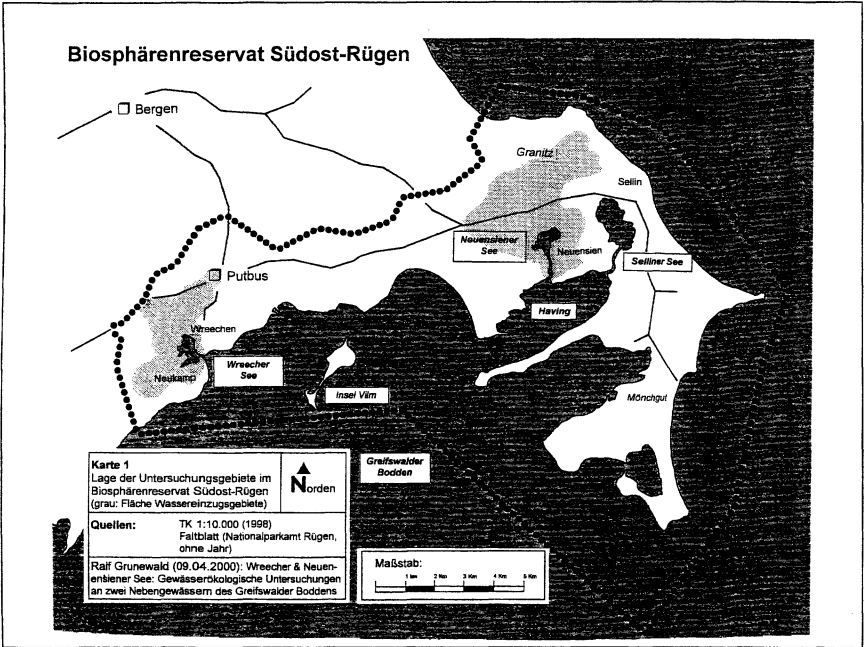
Die hier im folgenden vorgestellten Ergebnisse stellen einen Teilaspekt einer am Institut für Ökologie und Biologie der Technischen Universität Berlin (Studiengang Landschaftsplanung) erstellten Diplomarbeit (GRUNEWALD, 1999) vor. Die Arbeit

¹ Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften/Angewandte Ökologie

² Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie und Biologie

³ Bundesamt für Naturschutz, INA-Insel Vilm

wurde maßgeblich vom Bundesamt für Naturschutz (Außenstelle INA, Insel Vilm) und dem Institut für aquatische Ökologie (Universität Rostock) unterstützt. Sie beschäftigt sich mit zwei Nebengewässern des Greifswalder Boddens im Biosphärenreservat Südost-Rügen: Zwei Gewässer, die als Naturschutzgebiete rechtlich geschützt sind und auf dem ersten Blick sehr ähnlich erscheinen (Karte 1). Ein Umkippen des Wreecher Sees 1997 (KIRSTEIN, 1997) und im Gegensatz dazu die umfangreichen Characeenbestände des Neuensiegener Sees verdeutlichen jedoch den schlechten Zustand des Wreecher bzw. den vergleichsweise guten des Neuensiegener Sees.

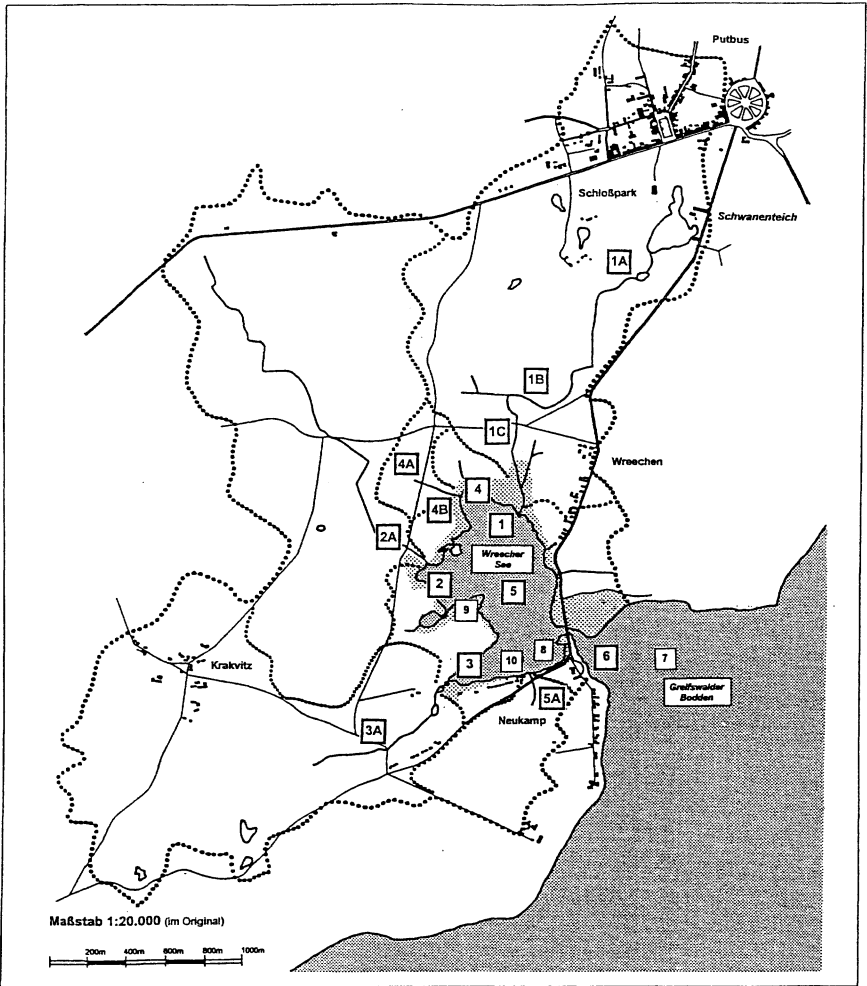


Karte 1 Untersuchungsgebiete im Biosphärenreservat Südost-Rügen

2 Einführung in das Untersuchungsgebiet

Der Charakter der im norddeutschen Tiefland liegenden heutigen Landschaft Rügens geht auf das Zusammenwirken pleistozäner und holozäner Prozesse zurück. Zu nennen sind sowohl die direkten Überformungen durch das Eis der Gletscher, Abtauprozesse, die Landhebungen/-senkungen (Isostasie) sowie Meeresspiegelschwankungen (Eustasie) als auch die noch anhaltenden Sedimentverlagerungen durch Meeresströmungen. Hinzu kommen die bedeutenden Veränderungen der ur-

springlichen Naturlandschaft durch den Menschen in den vergangenen drei Jahrtausenden.

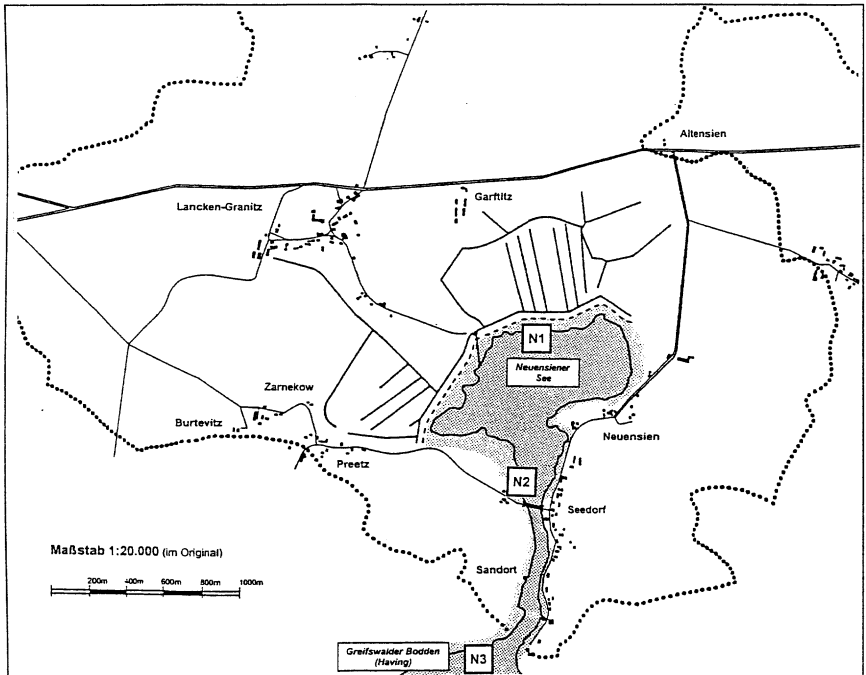


Karte 2 Untersuchungsgebiet Wreecher See, Wassereinzugsgebiet, Teileinzugsgebiete und Untersuchungsstationen

Der Wreecher See (Karte 2) liegt in einem Bereich von schwach reliefierten Grundmoränen mit aufgesetzten Oserzügen (LANGE et al., 1986). Der heute ca. 45

ha große See entwässert eine etwa 7,5 km² große Fläche, die die Straßenentwässerung der Kleinstadt Putbus teilweise mit einschließt. Durch holozäne Hakenbildung ist das auf eine Toteishohlform zurückzuführende Gewässer stark vom Greifswalder Bodden abgeschnürt. Ein Damm- und Brückenneubau aus den achtziger Jahren verengte den bis dahin noch etwa 60 m breiten Durchfluß auf nunmehr etwa 30 m.

Als Gletscherzungenbecken entstand die Senke der Neuensieder und Selliner Niederung, die von der flachwelligen bis kuppigen Seedorfer Stauchmoränenlandschaft umgeben ist (ebd.). Insgesamt fließen die Niederschläge aus einem etwa 14,5 km² großen Einzugsgebiet dem Neuensieder See zu (Karte 3).



Karte 3 Untersuchungsstationen Neuensieder See (Ausschnitt aus dem Wassereinzugsgebiet)

3 Fragestellung

Die Eutrophierung, also die erhöhte Biomasse und der stärkere Umsatz autotropher Organismen (HÜTTER, 1990), und die damit verbundenen Auswirkungen auf das Ökosystem Bodden werden teilweise bereits seit Jahrzehnten beobachtet und untersucht (z.B. SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 1996, DAHLKE, 1994). In der ostseewei-

ten „Roten Liste der Meeres- und Küstenlebensräume der Ostsee, der Beltsee und des Kattegatt“ (v.NORDHEIM & BOEDEKER, 1998) werden Bodden als „stark gefährdete“ Biotopkomplexe eingestuft. Diese werden von Biotoptypen geprägt, die teilweise „gefährdet“ (z.B. naturnahe ungenutzte Röhrichte) oder „stark gefährdet“ (z.B. sandige Meeresböden mit Makrophytenbewuchs) sind. Das Schaubild (Abb. 1, SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 1999, verändert) gibt zu dem vielfältigen Ursachen und Wirkungskomplex der Eutrophierung und dem verstärktem anthropogenen Nährstoffeintrag einen Überblick.

Grundsätzlich lassen sich zwei Problemfelder für das Ökosystem Bodden unterscheiden (die direkte Zerstörung z.B. durch Eindeichung oder Küstenverbau, etc. wird hier nicht berücksichtigt):

1. Die schleichende Veränderung (Makrophytenrückgang, Schlickakkumulation)
2. Das 'Umkippen' des Sees durch akute Sauerstoffarmut während sommerlicher oder winterlicher Stagnationsphasen (plötzliches Massensterben zahlreicher Organismen z.B. Fische)

Die Nährstoffe stammen vor allem aus atmosphärischen Stickstoffeinträgen, (Quellen: agrarindustrielle Massentierhaltung, Verbrennung fossiler Energieträger), diffusen Einträgen über Grundwasser oder oberflächliche Landentwässerung (Quellen: Landwirtschaft, Kleinkläranlagen) und punktuellen Einträgen (Quellen: z.B. Kläranlagen) stammen (KLAPPER, 1992).

Beide hier behandelten Seen sind durch ihre Verbindungen zum Greifswalder Bodden und somit auch zur Ostsee charakterisiert. Neben dem Einfluß des Boddens mit seinen Wasserspiegelschwankungen und damit verbundenen Ein- und Ausströmprozessen, ist die Wasserzufuhr aus verschiedenen landseitigen Einleitern wichtig für den Wasserhaushalt der Seen. Über die Landentwässerung findet eine kontinuierliche Nährstoffzufuhr bzw. -belastung aus dem Wassereinzugsgebiet statt. Je stärker ein Gewässer vom nachgeschalteten Boddengewässer isoliert ist und je höher die landseitigen Einträge sind, um so geringer ist der Wasseraustausch und um so höher die Nährstoffakkumulation durch den ständigen Eintrag aus der Landentwässerung (LAMPE, 1996).

Neben dem bereits erwähnten Brückenbauwerk und der Regen- bzw. Oberflächenentwässerung Putbus, galt die Landwirtschaft sowie der Betrieb von Kleinkläranlagen (insbesondere während der Touristensaison) als potentielle Ursachen oder Verschmutzer. Dieses sollte näher untersucht und bestätigt bzw. widerlegt werden. Insbesondere galt es herauszufinden, warum der benachbarte Neuensieder See sich in einem weitaus besseren Zustand befindet.

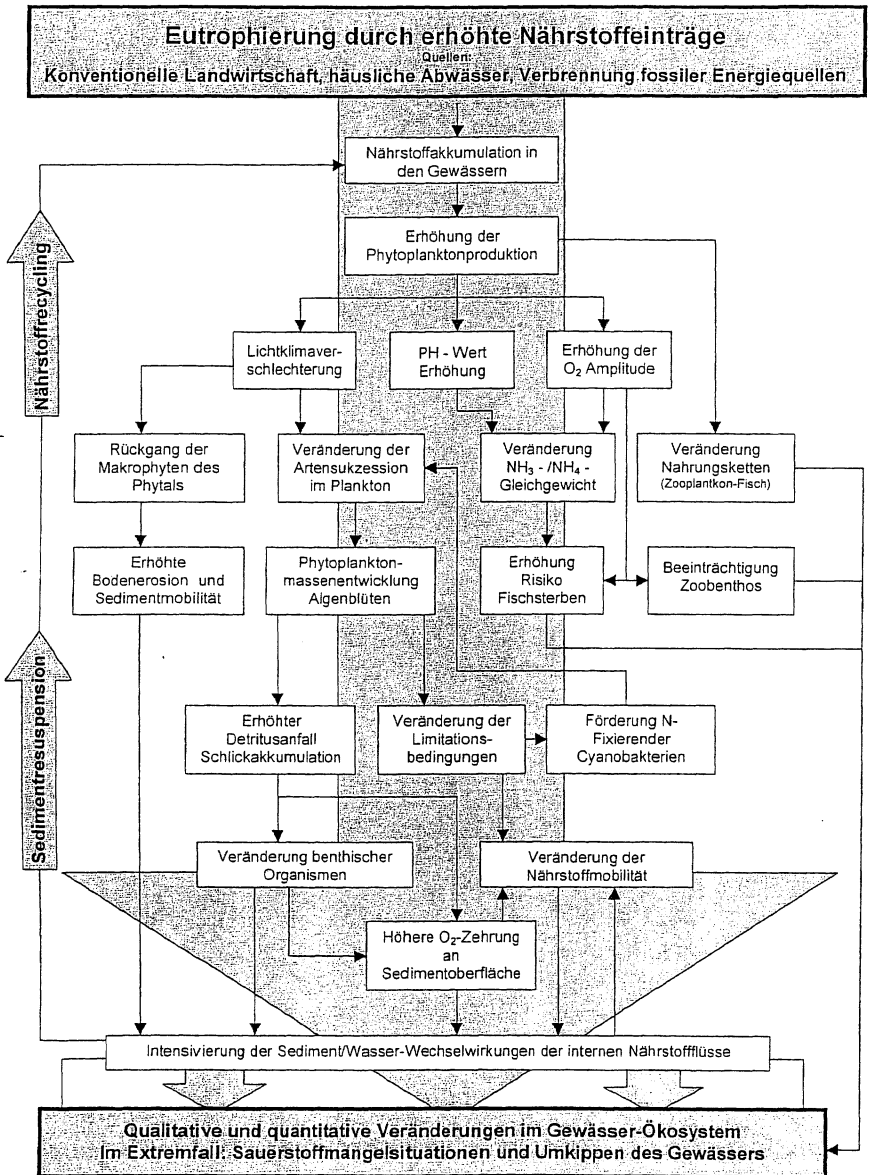


Abb. 1 Anthropogen verursachte Veränderungen durch Eutrophierung (nach: SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 1999, verändert)

4 Methoden

Die Analyse des heutigen Gewässerzustands basiert vor allem auf dem durchgeführten wasserchemischen und -physikalischen Meßprogramm (ca. 10 Messungen, dabei Winter-, Frühlings-, Sommer- und Herbstmessungen) sowie auf der Untersuchung der Makrophytenvegetation in den Seen im Untersuchungsjahr 1998. Gemessen wurden die anorganischen Nährstoffe Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat sowie die physikalischen Parameter Temperatur, Salinität, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung und die Sichttiefe an verschiedenen Meßpunkten in den Gewässern selbst und im benachbarten Greifswalder Bodden (Karte 1). Die Ursachenanalyse für den angetroffenen Gewässerzustand fand unter anderem durch einen GIS- und Luftbild- unterstützten Vergleich der Wassereinzugsgebiete statt. Dabei wurden die Nutzungen in beiden Wassereinzugsgebieten qualitativ und quantitativ untersucht und in Relation zur Geländehöhe und Uferabstand ausgewertet. Zusätzlich wurden am stark belasteten Wreecher See weitergehende Untersuchungen in den einleitenden Fließgewässern sowie in deren Teil-Wassereinzugsgebieten durchgeführt.

Über eine Analyse der oberflächennahen Sedimente wurde das Belastungspotential im Wreecher See untersucht, da sich Nährstoffe bei anhaltenden Einträgen über viele Jahre im Sediment akkumulieren können und so auch eine gewesene externe Belastung dokumentieren, die eventuell zum Untersuchungszeitpunkt nicht mehr anhält. Der Phosphateintrag, der sich in den letzten 20 Jahren der DDR verdoppelt hatte (KLAPPER, 1992), konnte so bereits in den ersten 4 Jahren nach der Wende durch den Bau von Kläranlagen, dem Verschwinden phosphathaltiger Waschmittel und der Reduzierung der landwirtschaftlichen Düngung um bis zu 80 % reduziert werden, die Stickstoffbelastung blieb dagegen auf einem hohem Niveau (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1994).

5 Ergebnisse

5.1 Wasseruntersuchungen

5.1.1 Hydrologische Parameter

Im Bereich des Greifswalder Boddens bzw. der Having wurden die erwarteten Salzverhältnisse mit Werten zwischen 6,5 und 7,2 PSU gemessen. Der Salzgehaltsgradient von den inneren Gewässerbereichen bis in den Greifswalder Bodden bzw. der Having hinaus läßt sich gut in den Meßreihen erkennen. Die Werte schwankten im Wreecher See zwischen 7,1 PSU an den Stationen 3 bzw. 5 und 5,1 PSU an der Station 5. Im Neuensieder See schwanken die Werte lediglich zwischen den mehrmals gemessenen Maximum von 6,4 PSU (Station N2) und 5,3 PSU im Oktober an der Station N1. Außerhalb des Neuensieder Sees hingegen wurden bis zu 6,9 PSU gemessen.

Der Temperaturverlauf zeichnet den zu erwartenden Jahresgang nach. Vom späten Winter an steigt die Wassertemperatur kontinuierlich bis zum Sommer

(24.07.98) an. Die maximalen Temperaturen lagen bei über 23 °C und bedeuten für das Ökosystem einen erheblichen Streß.

Während im Wreecher See an der Mehrzahl der Stationen normale bis hohe Sauerstoffwerte gemessen wurden, werden insbesondere Mitte Mai an der Station 3 extrem niedrige Sauerstoffgehalte von unter 3 mg/l bzw. 45 % erreicht. Ähnlich niedrige Werte treten später im August erneut auf, diesmal jedoch im nördlichen Bereich des Wreecher Sees. Im Neuensierer See lagen die Schwankungen im Sauerstoffgehalt bzw. der Sauerstoffsättigung deutlich enger zusammen, bedeuten aber ebenfalls einen hohen Belastungsgrad. Die niedrigste Sättigung wurde an der Station N1 im April mit 67 % gemessen, die höchste mit 147 % ebenfalls an der Station N1 Ende Mai.

5.1.2 Chemische Parameter

A) Ammonium

Die gemessenen Werte für Ammonium liegen über das Jahr und innerhalb der Gewässer eng beieinander. Es ist keine jahreszeitliche Schwankung der sehr gleichförmigen Konzentrationen zu beobachten, dagegen ist ein leichter Konzentrationsgradient von den an den Einleitern gemessenen Werten zur Seemitte (Station 5) und dem Greifswalder Bodden (Station 6) erkennbar. Das Minimum für den Neuensierer See liegt mit 0,74 µmol/l (Station N2, Juni) nur geringfügig unter dem für den Wreecher See mit 0,78 µmol/l (Station 5, Oktober). Maximale Konzentrationen wurden im Februar mit 1,64 µmol/l (Station 6) im Wreecher See bzw. 1,02 µmol/l im Mai (Neuensierer See, Station N1) gemessen.

Einleiterbeprobung:

Die Beprobung der Einleiter ergab ein Schwankungsbreite der Ammoniumgehalte von 0,81 bis 1,65 µmol/l. Es ist ein leichtes Ansteigen der Konzentrationen von der Sommermessung zur Dezembermessung zu beobachten. Insgesamt liegen die Konzentrationen lediglich minimal über denen, die im Wreecher See selbst gemessen wurden.

B) Nitrit

Das im Stickstoffkreislauf als Zwischenprodukt auftretende Nitrit zeichnet im Jahresverlauf einen recht unterschiedlichen Verlauf an den verschiedenen Meßpunkten (Karte 2) auf. An den Stationen im Neuensierer See wurden durchweg niedrige Konzentrationen zwischen 1,67 µmol/l Station N1 (Februar) und der Nachweisgrenze (Sommer) gemessen, so dass hier der 'klassische' Nährstoffverlauf mit höheren Winterwerten und niedrigen Sommerwerten zu erkennen ist. Ein ähnlicher Verlauf auf höherem Niveau wurde an der Station 5 (Seemitte Wreecher See) dokumentiert. Die Maximalwerte liegen im Wreecher See bei 3,4 µmol/l an der Station 2 (Februar) bzw. 2,75 µmol/l an der Station 3 (März). Die Werte sanken in der Tendenz (insbes.

Stationen 5 und 6) deutlich im Sommer ab, allerdings lagen die Konzentrationen an einigen Stationen über das Jahr ständig deutlich über der Nachweisgrenze. An der Station 1 (Entwässerung kommunal und von Maisäckern geprägt) wurden sogar im Mai die Höchstwerte von 2,39 $\mu\text{mol/l}$ gemessen. Hier traten über das Jahr (ähnlich, aber weniger deutlich auch an den Stationen 2 & 3) starke Schwankungen auf, die vermutlich auf landseitige Einträge zurückzuführen sind, da an der Station 5 keine ungewöhnlichen Schwankungen auftraten.

Einleiterbeprobung:

Die Beprobung des Einleiters 1 zeigte eine starke Zunahme der Nitrit Konzentrationen an den Meßpunkten 1B und 1C im Vergleich zu den Konzentrationen an der Station 1A. Hier zeigte sich, dass die Werte nach dem Durchfließen von Ackerflächen deutlich anstiegen, da zwischen dem Meßpunkt 1A und 1B fast ausschließlich intensiv genutzte Ackerstandorte (1998 Maisanbau) liegen. Die Konzentrationen der Einleiter schwankten zwischen der Nachweisgrenze und über 5 $\mu\text{mol/l}$ und liegen bei den Maximalwerten deutlich über den Werten im Wreecher See selbst.

C) Nitrat

Der für das Nitrat typische Jahresgang mit hohen Winter- und dann abfallenden Frühjahrswerten konnte zumindest für das Untersuchungsgebiet Neuensierer See im Untersuchungsjahr nachgewiesen werden. Lediglich an der Station N1 wurden im Juli erhöhte Werte festgestellt. Für das zweite Untersuchungsgebiet wurden hingegen sowohl höhere als auch stark wechselnde Konzentrationen gemessen (Abb. 2). Die mit Abstand höchsten Werte an der Station 3 mit fast 184 $\mu\text{mol/l}$ für April sind sehr auffällig. Erhöhte Werte zeigten sich an diesem Meßtag ebenfalls an der Station 4, an der Station 2 sowie weniger deutlich an der Station 6 (Greifswalder Boden). Die Werte für den Neuensierer See sind im Vergleich sehr niedrig (Abb. 3) und liegen zwischen 6,7 $\mu\text{mol/l}$ und der Nachweisgrenze.

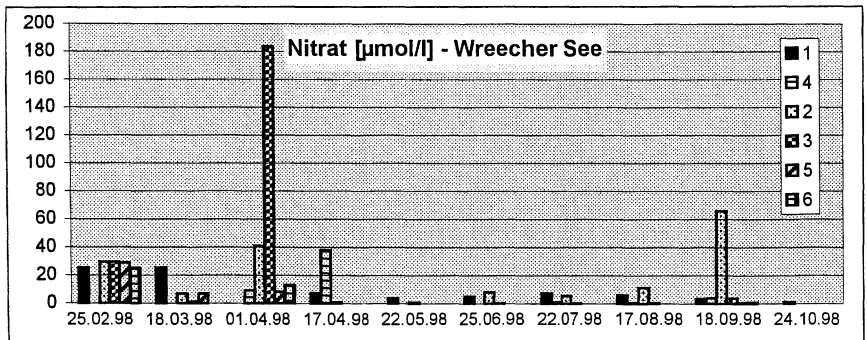


Abb. 2 Jahresverlauf der Nitratkonzentrationen im Wreecher See [$\mu\text{mol/l}$]

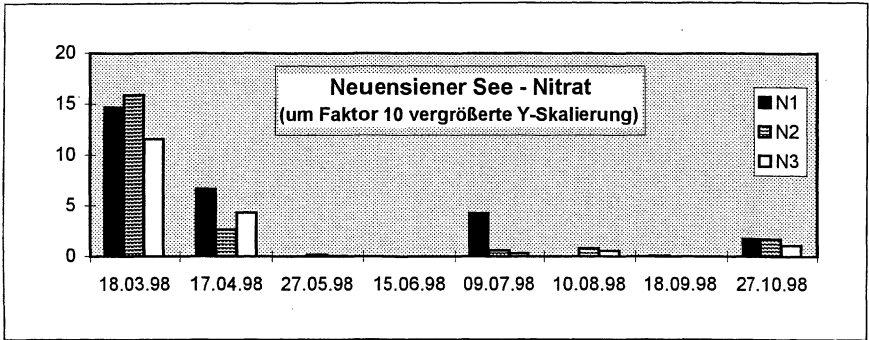


Abb. 3 Jahresverlauf der Nitratkonzentrationen im Neuensiener See [µmol/l]

Einleiterbeprobung:

Ähnlich wie der Anstieg des Nitrits entlang des Verlaufs von Einleiter 1, zeigt sich auch das Konzentrationsgefälle beim Nitrat (Abb. 4) mit Werten um 1 µmol/l an der Station 1A bis zu Werten von bis zu 181 µmol/l im Oktober an der Station 1C. Hierbei treten die Konzentrationsanstiege nach dem Durchfließen der Ackerflächen auf.

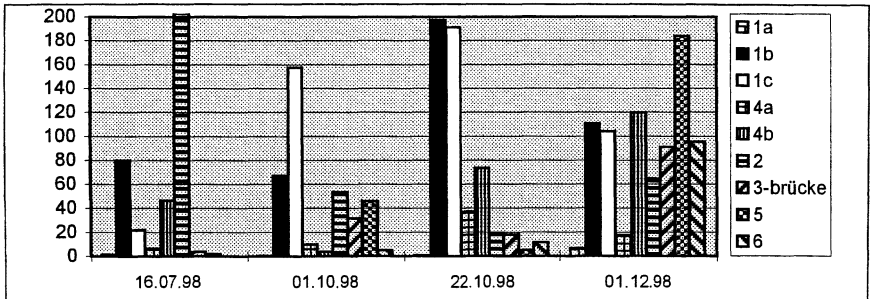


Abb. 4 Nitratkonzentrationen in den Einleitern des Wreecher Sees [µmol/l]

D) Phosphat

Im Neuensiener See liegen die Werte maximal bei 5,2 µmol/l (Juli, Station N1). Die Werte steigen hier deutlich zum Sommer hin an, fallen danach wieder ab und haben daher ebenfalls ein sommerliches Maximum, da gerade im Sommer der in der Biomasse gebundene Phosphor freigegeben wird (Abb. 6). Die Vergleichsstation N3 (Greifswalder Bodden) zeigt wechselnde Konzentrationen ohne erkennbare Abhängigkeiten vom Jahresverlauf und die Station N2 stellt eine Zwischenstufe mit einem

weniger deutlich ausgeprägten sommerlichen Konzentrationsmaximum dar. Deutlich wird zumeist das Konzentrationsgefälle mit höheren Werten innerhalb des Sees und niedrigeren Konzentrationen außerhalb.

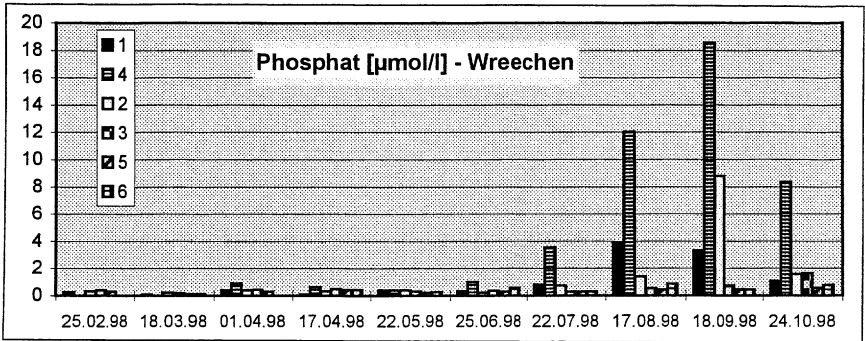


Abb. 5 Jahresverlauf der Phosphatkonzentrationen im Wreecher See [µmol/l]

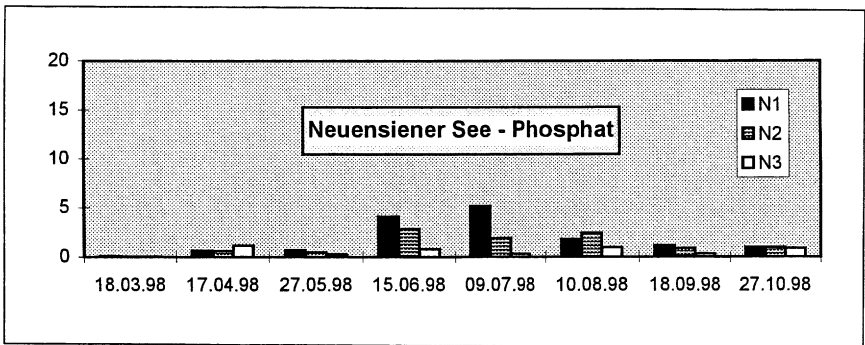


Abb. 6 Jahresverlauf der Phosphatkonzentrationen im Neuensieder See [µmol/l]

Die Messung der Phosphatkonzentrationen im Wreecher See ergab eine Schwankung von Werten unterhalb der Nachweisgrenze an der Station 6 im Februar und über 18 µmol/l an der Station 4 im September 1998 (Abb. 5). Die Konzentrationen liegen im Wreecher See zumeist in Bereichen von unter 1 µmol/l. Im Juli beginnen dann im nördlichen Seebereich die Werte deutlich anzusteigen und erreichen extrem hohe Konzentrationen von über 12 µmol/l im August bzw. über 18 µmol/l im September (Station 4) bevor sie danach wieder absinken. An der Station 4 wurden allerdings im September keine erhöhten Konzentrationen im Einleiter selbst festgestellt.

Einleiterbeprobung

In allen vier Messungen sinkt die PO_4 Konzentration des Einleiters 1 vom ersten Probenpunkt (1A) unterhalb des Überlaufs Schwanenteich (Schloßpark Putbus, (Regenentwässerung der Stadt) bis zum Meßpunkt 1C (Abb. 7). Zwischen dem Messpunkt 1A und 1B leitet lediglich noch ein kleiner Graben aus dem Tiergehege des Schloßparks (Schalenwild) weitere Regenabflüsse aus Putbus in den Graben ein, ansonsten durchfließt der Graben vor allem intensiv genutztes Ackerland (1998: Maisanbau).

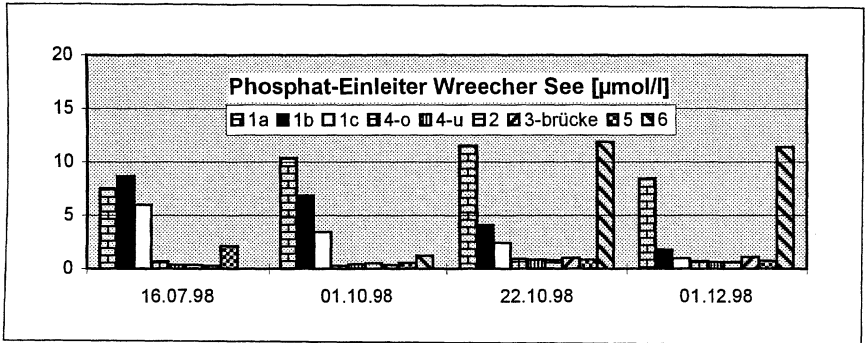


Abb. 7 Phosphatkonzentrationen in Einleitern des Wreecher Sees [µmol/l]

Dennoch stiegen an der Station 1B lediglich im Juli die Phosphatkonzentrationen an. Im September, Oktober und Dezember dagegen nahm die Konzentration teilweise fast um den Faktor 5 zur Station 1B bzw. den Faktor 8,5 zur Station 1C ab, d.h. die hohen Konzentrationen werden verdünnt (der absolute Eintrag nimmt nicht ab). Höchstwerte wurden auch am Einleiter 6 gemessen, der sowohl Ackerflächen als vermutlich auch einen Bereich des Ortes Wreechen entwässert. Das stark nach Fäkalien riechende Wasser wäre ein Hinweis auf Kleinkläranlagen, die in diesen Graben einleiten.

5.2 Makrophyten

Der Eutrophierungszustand der Seen ist ein wesentlicher Faktor, der die Verbreitung der Makrophyten bestimmt (GUNKEL, 1994). Verschiedene Autoren benutzen das Vorkommen unterschiedlicher Makrophytenarten zur Indikation der Trophie von Seen und anderen Gewässern (z.B. SUCCOW & KOPP, 1983; LACHAVANNE, 1985 nach GUNKEL, 1994). Hierbei ist auf die vom Biosphärenreservat gemachte Aussage und von Anwohnern beschriebene ehemalige dichte, aber später (NATIONALPARKAMT RÜGEN, 1996) fehlende submerse Makrophytenvegetation hinzuweisen. Das komplette Fehlen einer Makrophytenvegetation konnte nicht (bzw. nicht

mehr) bestätigt werden, vielmehr konnte sogar im Folgejahr der Untersuchung (1999) eine fast flächendeckende dichte Verkrautung im Gewässer festgestellt werden. Die Untersuchungen des Jahres 1998 konnten, im Gegensatz dazu, besonders in den Bereichen des Einleiters 3 bzw. vor der Ortschaft Neukamp und im Bereich des Einleiters 2 ein fast komplettes Ausbleiben der Makrophyten dokumentieren. In der Seemitte konnte lediglich ein schwacher Bewuchs festgestellt werden (Tiefe ca. 1,5 m). Hervorzuheben ist allerdings der teilweise recht dichte Bewuchs (*Ranunculus bautodii*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*) in den übrigen Bereichen sowie der Wiederfund von *Chara canescens*. Characeen waren aus dem Wreecher See nur noch aus früheren Beschreibungen von STRÖDE (1933) bzw. von ansässigen Fischern bekannt. Dagegen erwähnen GEISEL (1986) und YOUSEF et al. (1998) sie nicht mehr.

5.3 Sedimentuntersuchungen

Eine Untersuchung der oberflächennahen Sedimente stellt einen Blick in die „Vergangenheit“ des Gewässers dar. Zunächst läßt sich mit Hilfe des Anteils an organischer Substanz eine grobe Einteilung in mineralische bzw. schlackige Sedimente zu. Die Einteilung erfolgte nach der von LINDNER und SCHLUNGBAUM (LINDNER 1972, zit. nach SCHLUNGBAUM et al, 1994) verwendeten Abgrenzung: Demzufolge wird bis zu einem Anteil der Probe (oberen 5 cm des Sediments) an organischer Substanz von max. 5% (Gewicht Trockensubstanz) von mineralischen Sedimenten gesprochen, darüber hinaus von Schlack.

Tabelle 1 Sedimentuntersuchung Wreecher See (01.03.1999, die Grauwerte zeigen die jeweiligen Extremwerte an)

Station	Wassergehalt [%]	Trockensubstanz [%]	Aschegehalt [%]	Organische Substanz [%]	Mittlere Korngröße [mm]	µgP / gTrS
1	59,31	40,69	93,82	6,18	0,225	431
2	80,38	19,62	78,03	21,97	0,082	835
3	86,20	13,80	75,84	24,16	0,247	1563
4	54,72	45,28	97,08	4,92	0,231	268
5	75,07	14,93	87,84	12,16	0,056	1002
6	37,32	62,68	96,27	1,73	0,305	349
7	42,02	57,98	97,77	2,23	0,210	298
8	40,68	59,32	98,10	1,90	0,322	319
9	47,29	52,71	96,88	3,12	0,225	216
10	86,69	14,01	78,44	21,56	0,213	661

Aus der Darstellung der Untersuchungsergebnisse (Tab. 1) ergibt sich, dass lediglich die Stationen 6, 7, 8 und 9 als mineralisch einzustufen sind, wobei die Stationen 6 und 8 außerhalb des Wreecher Sees im Greifswalder Bodden liegen. Die Station 4 liegt genau an der Grenze zum schlickigen Sediment, die Station 1 etwas darüber und die restlichen haben deutlich höhere Anteile organischer Substanz im zweistelligen Prozentbereich und sind daher hochschlickig.

Diese grobe Einteilung lässt bereits Rückschlüsse auf die Strömungsverhältnisse zu, die sowohl durch die Ein- und Ausströmung als auch durch Windturbulenzen ausgelöst sein können. Die gerade außerhalb des Wreecher Sees gelegene Station 6 hat eine sehr enge Korngrößenverteilung mit der höchsten mittleren Korngröße aller Stationen. Hier treten auch die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten auf (Trichtereffekt). Auch an den übrigen exponierten Stationen 7 und 9 finden sich ebenfalls höhere mittlere Korngrößen, allerdings sind diese hier auf die windinduzierten Turbulenzen zurückzuführen, die in den flachen Gewässerbereichen besonders wirksam sind (Hauptwindrichtung SW). Niedrigere mittlere Korngrößen finden sich dagegen an den geschützten bzw. tieferen Stationen. Der Nährstoffgehalt bzw. der Phosphoranteil im Sediment steigt mit steigendem organischen Anteilen ebenfalls an. Mit $1563 \mu\text{gP/gTrS}$ wurde an der Station 3 der höchste Wert gemessen. Der zweithöchste Wert wurde an der tiefsten Stelle des Wreecher Sees in der Seemitte (1,6 m) mit $1002 \mu\text{gP/gTrS}$ dokumentiert und die Stationen 2 und 10 wiesen ebenfalls erhöhte Nährstoffkonzentrationen auf.

5.4 Nutzungen

Die Abbildung 8 zeigt die prozentualen Anteile der verschiedenen Flächenkategorien bzw. Nutzungen in den beiden Wassereinzugsgebieten. Der bereits im gesamten Wassereinzugsgebiet des Wreecher Sees charakteristisch hohe Anteil der Ackernutzung (Wreecher See: 51 %, Neuensiemer See: 38 %), wird besonders in der näheren Umgebung der Seen deutlich: Im 250 m breiten Gewässerrandstreifen stehen den 49,6 % Ackernutzung am Wreecher See 23,2 % Ackernutzung am Neuensiemer See gegenüber. Die Umgebung des Neuensiemer Sees ist dagegen von deutlich höheren Grünlandanteilen geprägt. Die Betrachtung des Reliefs zeigt den Zusammenhang zwischen der Geländehöhe und der Landnutzung auf und zeigt hier die unterschiedlichen topographischen Voraussetzungen in den beiden Untersuchungsgebieten auf, auf die an dieser Stelle jedoch nicht näher eingegangen werden soll.

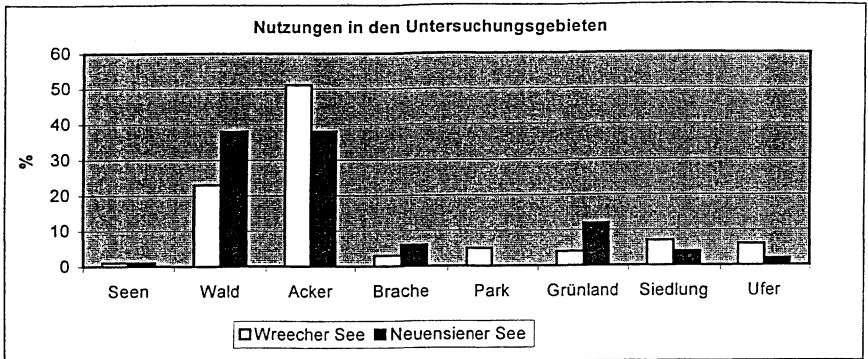


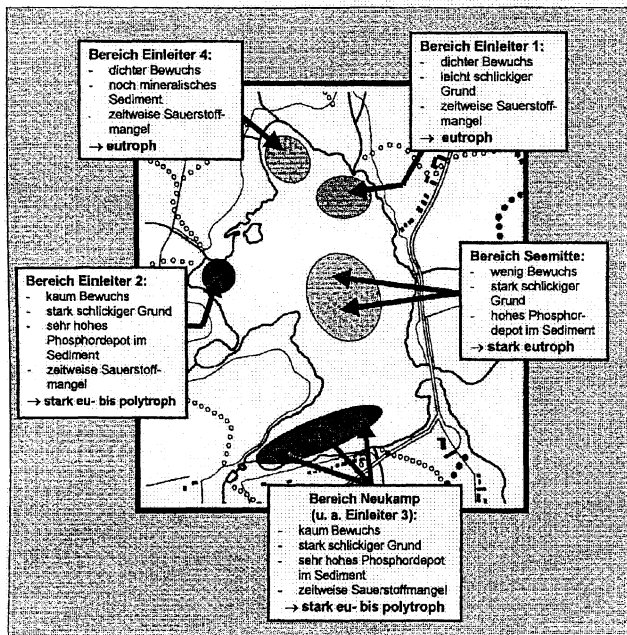
Abb. 8 Nutzungen in den Untersuchungsgebieten

Anhand der deutlich unterschiedlichen Nutzungsmuster in den einzelnen Einzugsgebieten können die Einleiter am Wreecher See entsprechend charakterisiert werden: Dabei fällt der Einleiter 3 mit über 83 % Ackernutzung besonders ins Auge. Der Einleiter 1 ist mit einem Anteil von 16,7 % Siedlungsfläche stark von der Regenentwässerung Putbus geprägt, während der Ackeranteil deutlich unter dem Durchschnitt von über 50% liegt. Über weite Strecken fehlen am Einleiter 1 allerdings Gewässerrandstreifen in irgendeiner Form, teilweise sind Gewässerabschnitte in den intensiv genutzten Ackerschlägen (Futtermais im Untersuchungsjahr) zudem verrohrt.

6 Diskussion

6.1 Zustandseinschätzung des Wreecher Sees

Zur Trophieeinstufung des Wreecher Sees wurden einerseits die gemessenen Parameter mit Literaturangaben anderer Boddengewässern verglichen, andererseits wurden die von verschiedenen Autoren erarbeiteten Anleitungen zur Trophiebestimmung verwendet. Hierbei handelt es sich vor allem um die Landesrichtlinie Mecklenburg-Vorpommern (UMWELTMINISTERIUM DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1991), der Sedimentklassifizierung von SCHLUNGBAUM et al (1994) sowie der Einstufung nach dem Kriterium des Makrophytenbewuchses (Succow & Kopp, 1983). In der Karte 4 ist eine Zonierung des Wreecher Sees dargestellt, welche die deutlich unterschiedlichen Verhältnisse innerhalb des Gewässers zeigt.



Karte 4 Einstufung einzelner Seebereiche in Trophiegrade

Aufgrund der schlechten Verhältnisse in den Mündungsbereichen der Einleiter 2 und 3, sowie aufgrund der besseren Verhältnisse in den nördlichen Seebereichen ergibt sich die Gesamteinstufung des Wrecker Sees in die stark eutrophe bis polytrophe Stufe. Mitentscheidend für die Einstufung des Sees ist jedoch auch u.a. das im Jahre 1997 beobachtete Fischsterben (KIRSTEIN, 1997).

6.2 Bewertung des Gewässerzustands

Für die Bewertung eines Gewässers ist es von Bedeutung, „einen natürlichen oder wenigstens potentiell naturnahen Zustand zu definieren. Dieser dient dann in der Gewässerbewertung im Vergleich mit dem Istzustand als Referenzzustand“ (SCHLUNGBAUM, 1997, S.12). Der potentiell natürliche Zustand ist dabei nicht mit dem Naturzustand gleichzusetzen, da hiermit nicht der völlig vom Menschen unbeeinflusste Zustand gemeint ist, sondern ein „unbelasteter Zustand eines Gewässers, der seinen naturähnlichen (geologischen, geographischen, hydrologischen und klimatischen) Randbedingungen entspricht. Gewisse vom Menschen gesetzte, irreversible und sinnvollerweise nicht zu verändernde Faktoren werden akzeptiert und einbezogen...“ (LAWA, 1996, zit. nach SCHLUNGBAUM, 1997, S. 22). Die Konstruktion

einer potentiellen natürlichen Gewässersituation läßt eine deutliche Beziehung zum vegetationskundlichen Konzept der "potentiellen natürlichen Vegetation" (TÜXEN, 1956) erkennen, bei dem im Gegensatz zu einem ursprünglichen Naturzustand ein Zustand als Vergleich konstruiert wird, der anthropogene irreversible Veränderungen miteinbezieht und von den aktuellen abiotischen und biotischen Standortverhältnissen ausgeht (vgl. KOWARIK, 1987). Im Gegensatz zur Potentiellen natürlichen Vegetation, die man sich "schlagartig" eingestellt, d.h. ohne Einbeziehung einer Sukzession, vorzustellen hat⁵ (zu einer Anwendung dieses Konzeptes in Naturschutz und Landschaftsplanung vgl. allerdings die kritischen Anmerkungen bei ZERBE 1998), läßt die Vorstellung eines potentiellen natürlichen Zustandes von Gewässern eine zeitliche Entwicklung zu (vgl. Leuschner 1997 zur "potentiellen standortgemäßen Vegetation"). Der potentielle natürliche Zustand eines Gewässer kann als der Endzustand verstanden werden, zu dem sich das Gewässer bei fehlenden anthropogenen Belastungen hin entwickeln würde.

Im Fall des Wreecher Sees ist die Betrachtung der Rahmenbedingungen zwingend nötig. „Für die Bewertung der inneren Küstengewässer ist die der äußeren unbedingt zu berücksichtigen. Die Gewässergüte in einem innerem Gewässer kann höchstens der des vorgelagerten Küstenraum entsprechen" (SCHLUNGBAUM, 1997, S.18). Der Zustand des Greifswalder Boddens wurde 1997 in die Klassen eutroph eingestuft (MINISTERIUM FÜR BAU LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT, 1998), im südlichen Bereich verschlechtert sich der Zustand bis in die stark eutrophe Klasse (ebd.).

Der potentiell natürliche Zustand des Wreecher Sees wäre vermutlich ein bis zwei Trophieklassen unter den aktuellen Verhältnissen. SCHLUNGBAUM (1997) gibt als natürlichen Zustand für den Greifswalder Bodden höchstens mesotrophe (eher eutrophe) Verhältnisse an. Auch die früheren hohen Fangzahlen für den Schleie (*Tinca tinca*, pers. Mitteilung eines Anwohners), als Bewohner stark verkrauteter -eutropher- Seen weist in dieselbe Richtung. Dieses Ziel einer Renaturierung und der Wiederherstellung mesotropher bis eutropher Zustände ist aufgrund des komplexen Wirkungsgefüges mit dem eutrophen Greifswalder Bodden und des im Seesediment selbst gespeicherten Nährstoffdepots mittel- und langfristig nur schwer zu erreichen (ebd.). Die Grundvoraussetzungen des vom Greifswalder Bodden und der offenen Ostsee stark isolierten Boddens sind ungünstig.

6.3 Ursachen

Deutlich wird die stark ackerbaulich geprägte, die Stoffausträge begünstigende, Flächennutzung am Wreecher See im Vergleich zu der durch großräumige Grünlandereien und Wälder geprägte Nutzung im Wassereinzugsgebiet Neuensiner See. Verstärkend kommt die räumliche Verteilung der Nutzungen hinzu, indem am Wre-

⁵ Unter der PNV versteht man einen theoretischen Zustand, Ader sich [...] entwerfen läßt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation unter den heute vorhandenen oder zu jenen Zeiten vorhanden gewesenen übrigen Lebensbedingungen beseitigt und die natürliche Vegetation, um denkbare Wirkungen inzwischen sich vollziehender Klima-änderungen und ihrer Folgen auszuschließen, sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde (Tüxen, 1956, S.5).

echer See an den zum Ufer hin abfallenden Hängen Ackerbau bis in den Uferbereich hinein betrieben wurde und z.T. noch betrieben wird. Dagegen prägen großflächige Grünländereien weite Uferbereiche des Neuensieder Sees. Am Neuensieder See hingegen ist das natürliche Überflutungsregime zerstört (Deichbau). Ein Schöpfwerk pumpte früher das Wasser aus den jenseits des Deiches liegenden Gräben in den See (dieses ist allerdings seit mehreren Jahren außer Betrieb), so dass die Verweildauer des Wassers in den Gräben recht hoch war bzw. ist und hier bereits Nährstoffe wieder abgebaut werden (eine Beprobung der Gräben wurde jedoch nicht durchgeführt). Am Wreecher See fand und findet eine derartige 'Vorklä- rung' nur eingeschränkt beim direkten Durchströmen der Schilfflächen statt. Ein längeres Verweilen des Abflusswassers im Schilfkörper findet nicht statt, da die Gräben regelmäßig beräumt werden, um die Wasserabflußfunktion zu gewährleisten.

Die Einzelbetrachtung der Wassereinzugsgebiete der wichtigsten Einleiter zeigte besonders für den Einleiter 3 (Neukamp) eine mit über 83 % sehr intensive Acker- nutzung. Da die Sediment- und Makrophytenuntersuchungen den „besonders“ stark belasteten Zustand des Wreecher Sees im Einflußbereich des Einleiters 3 belegen, ist die Landwirtschaft mit deren Nährstoffeinträgen in die Landschaft bzw. in den See als ein Hauptverursacher anzusehen. Diese Feststellung wird durch die Einleiterbe- probung am Einleiter 1 belegt, die zeigen konnte, dass insbesondere die diffusen Stickstoffeinträge der Landwirtschaft anzulasten sind.

Neben der Landwirtschaft ist ebenfalls die Nutzung der Kleinkläranlagen als eine wichtige punktuelle Nährstoffquelle zu betrachten, wie die Wasseruntersuchungen mit hohen Phosphatwerten am Einleiter 6 zeigen konnten (ein genaue Herkunft der dort gemessenen Stoffkonzentrationen konnte jedoch nicht geklärt werden). Aus diesem Grund ist eine ähnlich hohe Belastung auch für die von Neukamp aus in den See geleiteten oder im Uferbereich versickerten Abwässer anzunehmen. Allerdings wurden keine Untersuchungen speziell zu den Kleinkläranlagen durchgeführt. Die Einleitung der Regenabwässer (einschließlich des Straßenabflusses) von Teilen der Stadt Putbus trägt zudem zur Phosphatbelastung des Wreecher Sees bei. Die hohen Konzentrationen am Meßpunkt 1A belegen dies anschaulich (Abb. 7).

Über die enge und flache Verbindung zum Greifswalder Bodden findet mit großer Wahrscheinlichkeit kein bodennaher Partikelfluß statt, wie die Untersuchungs- ergebnisse am Meßpunkt 6 (Sedimente) belegen. Die Belastung des Greifswalder Boddens aus dem im Nebenschluß liegenden Wreecher See dürfte weitgehend über die im Wasser gelösten Nährstoffe bzw. die im Wasser verteilten Partikel (Seston) erfolgen. Aus Sicht des Sees findet durch den starken Isolationseffekt des Brücken- bauwerks keine wesentliche Entlastung über die enge Verbindung zum Greifswalder Bodden statt. Das bedeutet aber auch, dass bei anhaltender Belastung des Wree- cher Sees eine weitere Gefährdung des Ökosystems droht.

Zusammenfassend lassen sich die in der Fragestellung aufgestellten Hypothesen weitgehend bestätigen. Allerdings ist die Bedeutung des Brückenbauwerks weniger als Ursache für den schlechten Gewässerzustand zu betrachten, sondern als Ver- stärker der Nährstoffakkumulation und Auslöser der sommerlichen Sauer- stoffman- gelsituationen.

7 Maßnahmenplanung

Ziel für das Naturschutzgebiet Wreecher See (Schutzzone II) ist es zunächst, den Naturschutzwert der Fläche zu erhalten oder zu verbessern. Bei der Maßnahmenplanung sollte sich bei dem durch die weitgehend unverbauten Ufer mit großflächigen (z.T. genutzten) Brackwasserröhrichtbeständen und einer natürlichen Gewässerdynamik (Meeresspiegelschwankungen) geprägten Gewässer am Leitbild eines dynamischen Naturschutzes ("Prozeßschutz", vgl. z.B. JEDICKE 1998) orientiert werden. Auch ohne menschliche Nutzung (Rohrmahd) würden sich diese Lebensräume von selbst erhalten, zudem konnte eine Studie (KUBE & PROBST, 1999) den negativen Einfluß der Rohrmahd auf Röhrichtbewohnende Vogelarten belegen.

Sowohl Salzwiesen als auch Röhrichte sind nach §20c (BNatSchG) bzw. §2 Abs. 1 Nr.1 (1. NatG M-V) „Geschützte Biotope“, so daß innerhalb des Naturschutzes eine Zielkonkurrenz entsteht. Eine gewerbliche Rohrmahd kann mit dem Argument der Biotoppflege (Salzwiesenerhalt) gar nicht gewünscht sein, da in einem solchen Fall das Rohr regelmäßig genutzt werden soll und eine Verdrängung nicht im Interesse der Nutzer wäre. Eigene Untersuchungen konnten jedoch die geringen Reste und vergleichsweise geringen Flächpotentiale einer Salzwiesennutzung aufzeigen (GRUNEWALD, 1999). Eine Reetablierung von Salzwiesen erscheint daher als wenig sinnvoll und eine Klärung des existierenden Widerspruchs zwischen Zonierung, Realität und theoretischem Überbau um so wichtiger.

Im Mittelpunkt der Maßnahmenplanung steht die Reduzierung der landseitigen Nährstoffeinträge. Boddengewässer dienen als „vorgeschaltete Kläranlagen“ und reduzieren durch ihre Klärwirkung den Nährstoffeintrag in die Ostsee. Stark nährstoffbelastete Boddensee verlieren diese Funktion: „So hat die Überbeanspruchung des Reinigungspotentials heute vielfach zum Verlust der Filter- und Pufferkapazität geführt. Eine Umwandlung dieser Gewässer in Belastungsquellen der Ostsee ist die Folge“ (SCHIEWER & GLOCKE, 1995, S. 217). Als eine mögliche Strategie für die Nährstoffreduzierung wird eine, sich auf vier Handlungsbereiche konzentrierende, Maßnahmenplanung vorgeschlagen:

- **Punktuelle Einträge verhindern - minimieren:** Verbesserte Klärtechnik für häusliche (inkl. touristische) und landwirtschaftliche Abwässer (vor allem Kleinkläranlagen, vorsorgender Gewässerschutz)
- **Diffuse Einträge:** Extensivierung bzw. Optimierung der Landwirtschaft (Vorsorgender Gewässerschutz)
- **Gewässerrandstreifen:** Anlage von einem mindestens 10 m breiten Gewässerschutzstreifen (Uferstreifen als Retentionsraum) vor allem bei angrenzender Ackernutzung (nachsorgender Gewässerschutz)
- **Halbnatürliche Kläranlagen:** Einrichtung halbnatürlicher Kläranlagen entlang der Haupteinleiter (Röhrichtflächen als Retentionsraum, nachsorgender Gewässerschutz)

Eine alleinige Verlagerung der Nährstoffakkumulation durch einen Ausräumeeffekt (bei Brückenneubau) wird nicht als Problemlösung, sondern als Verschiebung be-

trachtet und daher abgelehnt. Der verminderte Wasseraustausch mit dem offenem Meer ist ja geradezu ein Charakteristikum für Bodden und definiert diese als solche.

Zusammenfassung

Der Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsgebieten Wreecher See und Neuensier See konnte deutlich aufgezeigt werden. Zum einen haben die Wasseruntersuchungen die unterschiedlich starken Belastungen der Seen mit Nährstoffen bewiesen, die sich ebenfalls im Artenspektrum bzw. Verteilung des Phytobenthals widerspiegeln. Andererseits belegen ältere Quellen die starken Verschlechterungen im Wreecher See in diesem Jahrhundert. Positiv ist auf das noch weitgehend natürliche Überflutungsregime des Wreecher Sees und der angrenzenden Ufergebiete hinzuweisen.

Die teilweise hochschlickigen Sedimente demonstrieren eindeutig den hocheutrophen bis polytrophen Zustand des Gewässers Wreecher See im Untersuchungsjaar 1998. Aufgrund der angetroffenen Verteilung von Sedimentqualitäten sind über die ständigen Sediment-Wasser-Wechselwirkungen Prozesse der Nährstoffbindung (Sorption) und Nährstofffreisetzung (Resuspension) möglich, wobei längere anaerobe Zustände am Sediment-Wasserkontakt aufgrund der Flachheit des Gewässers nicht auftreten. Extreme Nährstoffkonzentrationen, wie sie teilweise zu bestimmten Jahreszeit gefunden wurden, können ihre Ursache ebenfalls in der Sediment-Wasser-Wechselwirkung haben. Lediglich an Einleiterstellen können Nährstoffkonzentrationen ein Kriterium für die externe Belastung sein.

Für die schleichende Degradierung des Gewässerzustandes wird vor allem die über einen langen Zeitraum kontinuierlich wachsende Intensität der Ackernutzung im Wassereinzugsgebiet als eine Ursache angesehen. Die unterschiedlichen Nutzungsmuster zeigen eine intensivere Landnutzung im besonders ackerbaulich geprägten Wassereinzugsgebiet des Wreecher Sees an. Zusätzlich tragen die Oberflächenentwässerung von Teilen von Putbus sowie die zahlreichen Kleinkläranlagen zur Gesamtbelastung bei, allerdings ist aufgrund einer mangelnden Datengrundlage eine Quantifizierung der Einträge nicht möglich. Das Brückenbauwerk hat den Prozeß zusätzlich beschleunigt, da seit dessen Bau, die Nährstoffe nur noch zu einem geringen Anteil in den Greifswalder Bodden ausgewaschen werden und verstärkt im See verbleiben.

Das Brückenbauwerk ist sicherlich gerade in den austauscharmen Sommermonaten ein entscheidender Faktor bei der Entstehung von sommerlichen anoxischen Bedingungen (Umkippen) im See. In Verbindung mit gesteigerten Nährstofffrachten in der Touristensaison ist in dieser Zeit das Gewässersystem überlastet. Allerdings sind ursächlich die Nährstoffeinträge - nicht das Brückenbauwerk - verantwortlich für die Gewässerqualität.

Das Ziel, die Wasserqualität des Wreecher Sees zu verbessern, um das Gewässer aus Naturschutzsicht aufzuwerten, soll durch die kombinierte Maßnahmenplanung von Extensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft, der Anlage von Gewässerrandstreifen am See und innerhalb des Wassereinzugsgebietes, der Nut-

zung der Röhrichtflächen als halbnatürliche Kläranlagen sowie der Verbesserung der Klärwirkung der privaten Kleinkläranlagen erreicht werden.

Literatur

- DAHLKE, S. (1994). Die Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit der Nordrügischen Boddengewässer seit 1989. *Bodden*, Nr. 1 (1994). Kloster: S. 51-68.
- GEISEL, T. (1986). Pflanzensoziologische Untersuchung am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Diplomarbeit Universität Rostock: 94.
- GRUNEWALD, R. (1999). Biologisch-chemische Untersuchungen des eutrohierten Boddengewässers Wreecher See (Rügen) mit Vorschlägen zu dessen Renaturierung. Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Biologie (Studiengang Landschaftsplanung) der Technischen Universität Berlin. 143.
- GUNKEL, G. (Hrsg.) (1994). Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag Jena-Stuttgart: 111-119.
- HÜTTER, L.A. (1990). Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren/Leonhard A. Hüter. - Aarau; Frankfurt/M; Salzburg: Sauerländer, 1990 vierte Aufl. 75.
- JEDICKE, E. (1998). Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. - *Natursh. u. Landschaftspl.* 30, 8/9: 229-236.
- KIRSTEIN, W. (1997). Bericht über das Umkippen des Wreecher Sees im Sommer 1997 (unveröffentlicht).
- KLAPPER, H. (1992). Eutrophierung und Gewässerschutz. Gustav Fischer Verlag Jena: 277.
- KOWARIK, I. (1987). Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. - *Tuexenia* 7: 53-67.
- KREEB, K.-H. (1983). Vegetationskunde: Methoden und Vegetationsformen. Ulmer, Stuttgart: 331.
- KUBE, J. & S. PROBST (1998). Die Auswirkungen der Schilfmahd auf die in Röhrichten vorkommende Avifauna auf ausgewählten Probenflächen im Landkreis Rügen, Mecklenburg-Vorpommern. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 37.
- LAMPE, R. (1996). Bodden und Haffe, Veränderungen durch Überdüngung. In: LOZÁN, J. L. ; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR, E.; RUMOH, H. & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.) 1996. Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin: 249-259.
- LANGE, E.; JESCHKE, L. & H.-D. KNAPP (1986). Ralswiek und Rügen. Landschaftsentwicklung und Siedlungsgeschichte der Ostseeinsel. Teil I. Die Landschaftsgeschichte der Insel Rügen seit dem Spätglazial. In: *Schriften zur Ur- und Frühgeschichte*. Berlin 38 (1986): 175 + Karten.
- LEUSCHNER, CH. (1997). Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. - *FLora* 192: 379-391.
- MINISTERIUM FÜR BAU, LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998). Gewässergütebericht 1996/7. Schwerin: 68-132.
- NATIONALPARKAMT RÜGEN (1996). Schutz prioritärer Lebensraumtypen im Important Bird Area Gebiet Greifswalder Bodden. LIFE-NATUR Antragsformular für 1996.
- V. NORDHEIM, H. & D. BOEDEKER (Eds.) (1998). Red List of Coastal and Marine Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 75, Helsinki Commission: 115.
- SCHIEWER, U. & K. GOCKE (1995). Ökologie der Bodden und Förden. In: RHEINHEIMER, G. (Hrsg.) 1995: Meereskunde der Ostsee. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 216-221.
- SCHLUNGBAUM, G. & H. BAUDLER (1999). Eutrophierung der Küstengewässer, Kap.3.2.2. In: Gunderian, R & G. Gunkel (Hrsg.) (1999). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*. Bd. III/1 Springer Verlag, Heidelberg.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu fließenden und stehenden Gewässern. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 5: 9-35.
- SCHLUNGBAUM, G. & H. BAUDLER (1996). Gewässergütebericht für die Darß - Zingster Boddenkette 1994/95. Laborstation Zingst der Universität Rostock: 133.
- SCHLUNGBAUM, G; NAUSCH, G. & H. BAUDLER (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* (1994) 2: 27-39.

- STROEDE, W. (1933). Über die Beziehungen Der Characeen zu den chemischen Faktoren der Wohngewässer und des Schlammes. In: Arch. Hydrobiol. 25: 192-229.
- SUCCOW, M. & D. KOPP (1983). Seen als Naturraumtypen. In: Petersberger geographische Mitteilungen 3/85: 161-170.
- UMWELTMINISTERIUM DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (1994). Gewässergütebericht 1993: 90-117.
- UMWELTMINISTERIUM DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (1991). Gewässergütebericht 1990.
- YOUSEF, M.A.M.; KÜSTER, A.; SCHUBERT, H. & H. v. NORDHEIM (1996). Charakterisierung der Characeenbestände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. In: Institut für Ökologie Kloster/Hiddensee der Universität Greifswald 1996: Ökosystem Boddengewässer - Eutrophierung und Sanierung. 4. Wissenschaftlicher Workshop 29/30. September 1996. Bodden 5/1997: 4-21.
- ZERBE, ST. (1998). Potential natural vegetation: Validity and applicability in landscape planning and nature conservation. - Appl. Veg. Sci. 1, 2: 165-172.

Verfasser

Dipl. Ing. Ralf Grunewald
Landschaftsplanung
Knaackstr. 26
10405 Berlin