

Methodische Standards bei der vegetations- ökologischen Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997

Richard Pott, Jürgen Pust u. Bernd Hagemann, Hannover¹

Inhaltsverzeichnis

Abstract	54
1. Einleitung	54
2. Standardmethoden zur Untersuchung physikochemischer Parameter	58
2.1 Meßintervalle und Beprobungsstellen	59
2.2 Feldmeßmethoden	62
2.3 Labormeßmethoden	64
3. Ergebnisse physikochemischer Untersuchungen	65
3.1 Luftdepositionen aus Niederschlägen	65
3.2 Allochthone Stoffeinträge aus dem Sicker- und Grundwasser	67
4. Das Große Heilige Meer als aquatischer und amphibischer Lebensraum ...	72
4.1 Polare Systeme aus der geologischen Situation und der anthropozoogenen Nutzung	74
4.2 Aufbau des Litorals, Pelagials und Profundals	80
4.3 Dimiktische Situation mit Stagnation und Zirkulation	86
4.4 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge	88
5. Sukzessionen am Großen Heiligen Meer	90
5.1 Vergleich physikochemischer Daten seit 1930 bis heute	91
5.2 Vergleich vegetationskundlicher Daten seit 1930 bis heute	95

¹ Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für Biologisch-Ökologische Landesforschung (ABÖL) Nr. 125; finanziell unterstützt werden die Untersuchungen von der Volkswagen-Stiftung, Hannover; für die Bereitstellung von selbstregistrierenden Klimameßstationen danken wir der Nordrhein-Westfalen-Stiftung, Düsseldorf.

6. Bioindikation der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften	100
6.1 Oligoträphte Vegetationselemente	103
6.2 Dysträphte Vegetationselemente	104
6.3 Übergang der dys- bis mesoträphten Vegetationselemente	105
6.4 Meso- bis euträphte Vegetationselemente	106
6.5 Euträphte Vegetationselemente	106
7. Zusammenfassung	107
8. Literatur	108

Abstract

Natural lakes situated in Pleistocene sandy landscapes in North Germany are subjected to a progressive accumulation of nutrients. This is indicated in changes of litoral vegetation and an increase of electrolytes in the groundwater and the lakes themselves.

Water eutrophication is a natural process which advances gradually. But today anthropogenic factors add considerably to the acceleration of this process. „Heiliges Meer“ national park, located on the edge of the northern German lowlands, exhibits ideal preconditions for the comparison of water ecological investigations made on the basis of the water ecosystems of a number of different large lakes, at different ages and different trophic levels within a uniform circle of Pleistocene sands. The data, which have been taken from this area since the beginning of the century, indicate a larger complex of different eutrophication factors, which in turn determines the acceleration of the eutrophication as a result of natural and man-made processes.

Standard investigation methods reveal comparable informations about all of the eutrophication factors. A comparison of such information is instrumental in reducing the time it takes for validation of data in different limnic ecosystems.

Within the scope of conservation measures, preserving poor-nutrient lakes should be combined with efforts to protect heathland areas, which stabilize poor-nutrient water ecosystems trophically and are situated like small islands in the midst of a hypertrophically landscape used for industrial and agrarian purposes.

1. Einleitung

Das Bild der Landschaft wird auf vielfältige Art von der Vegetation bestimmt. In der natürlichen Vegetation leben Pflanzen in einer den Standortbedingungen angepaßten charakteristischen Artenkombination, die wir als Pflanzengesellschaften bezeichnen. Sie besitzen einen hohen Indikatorwert für die jeweiligen Standortbedingungen.

Gezielte anthropozoogene Eingriffe in die Vegetation, wie z.B. die Umwandlung von Waldlandschaften in Offenland, lassen sich daher in Einklang mit veränderten Standort- und Vegetationsverhältnissen bis in die Vor- und Frühgeschichte des Menschen zurückverfolgen. Es entstand somit über viele Jahrhunderte eine Kulturlandschaft, deren oftmals sehr heterogen strukturierte Lebensräume eine höhere Artenzahl von Tieren und Pflanzen beherbergen, als jene der vormaligen natürlichen Waldlandschaften. Als Folge einer modernen Landwirtschaft sind heute aber vielerorts die natürlichen Vegetationstypen und

die anthropogenen Ersatzgesellschaften des alten Kulturlandes den monotonen Agrarflächen gewichen. Die landwirtschaftliche Produktion hat heute meist nur noch die Aufgabe einer hohen Biomassenproduktion, welche zum Teil nur unter irreversiblen Standortveränderungen mit Bodenauftrag, mit Grundwasserabsenkungen sowie durch eine ständige Stoffzufuhr von außen geleistet werden kann. Fast alle auf die Böden ausgebrachten Nährstoffe können oftmals nur zu einem geringen Teil von den Agrarpflanzen genutzt werden; auch sind die landwirtschaftlich genutzten Böden oftmals nicht in der Lage, derartige Stoffe über längere Zeit festzuhalten oder dauerhaft zu binden, so daß sie mit dem Sickerwasser in oberirdische Still- und Fließgewässer und in das Grundwasser abgegeben werden. Vielfältige Aufgaben der Vegetation in nahezu allen Ökosystemen sind u.a. die Stabilisierung von Wasser und Nährstoffen im Boden und die Stabilisierung oder der Erhalt nährstoffarmen Grund- und Oberflächenwassers; sie können von den Monokulturen einer industriemäßig strukturierten Agrarlandschaft nicht mehr geleistet werden. Monostrukturierte Landschaften sind als Lebensraum für die meisten Tier- und Pflanzenarten in der Regel ungeeignet. Das Resultat drastischer Standortveränderungen nach Eingriffen in die Vegetation, wie sie infolge moderner hochtechnisierter Landwirtschaft auftreten, sind vor allem oft Veränderungen der Stoff- und Lösungsgehalte des Bodens, der chemischen Zusammensetzung des Sickerwassers und der Eigenschaften des Grundwassers selbst. Das agrarisch genutzte Land belastet infolgedessen zunehmend besonders seit Mitte dieses Jahrhunderts weiträumig über wasser- und luftvermittelte Stoffeinträge nahezu alle terrestrischen und aquatischen Lebensräume der angrenzenden und entfernter liegenden Flächen. Durch Wechselwirkungen von ausgebrachten, in hohen Dosen meist toxisch wirkenden Pestiziden und Herbiziden sowie durch Sekundäreutrophierungen über erhöhte Einträge von Pflanzennährstoffen werden solche negativen Wirkungen häufig noch verstärkt.

Dieses ist in den letzten Jahren auch im Naturschutzgebiet Heiliges Meer der Fall, und hier beobachten wir seit längerem neben den Beeinträchtigungen und Verlusten nährstoffarmer Lebensräume schleichende, nachhaltige Schädigungen der Grundwasserlandschaft in der Umgebung des Naturschutzgebietes und stellenweise auch innerhalb des Schutzgebietes selbst infolge massiver Stickstoffeinträge durch Ammonium und Nitrat. Diese Stoffe stammen unmittelbar von den benachbarten Agrarflächen oder gelangen über größere Entfernungen durch aerosolierte Luftdepositionen direkt in das Gebiet. Hervorzuheben sind in diesem Zusammenhang besonders die angrenzenden Maisäcker, die heute in der Umgebung des Heiligen Meeres, wie überall anderswo, oftmals großflächig das Landschaftsbild prägen. Ausmaße und Nachhaltigkeit der bereits erfolgten Landschaftsschäden sind derzeit noch nicht absehbar, und die Eutrophierung des Grundwassers nimmt dabei immer noch bedrohlich zu. Besonders Eutrophierungen weiten sich derzeit aus; gerade im Naturschutzgebiet werden vor allem neuerliche und kontinuierliche Stoffeinträge durch Industrieabwässer und Streusalzbelastungen vermehrt festgestellt. Darüber haben wir in letzter Zeit mehrfach berichtet (PUST 1993, POTT et al. 1996, PUST et al. 1997, PUST & POTT 1998).

Das Grundwasser als natürliche Ressource, die oberirdischen Kleingewässer und die größeren Seen sowie deren typische Vegetation aus Wasserpflanzen, Röhrichten, Bruchwäldern und Heiden genießen heute gesetzlichen Schutz. Dieses Schutzziel kann aber nur dauerhaft erreicht und erhalten werden, wenn die jeweiligen Gefährdungen und deren Ursachen erkannt sowie bereits eingetretene Schäden reduziert werden. Für aktuelle Standortmessungen unter Berücksichtigung der Nährstoffeinträge und deren Beurteilung ist es weiterhin nötig, unter Verwendung bestimmter Standards geeignete Zustandsbeurteilungen mit vergleichbaren und nachvollziehbaren Ergebnissen zu erarbeiten. Mit gezielten Zeitreihenuntersuchungen werden deshalb charakteristische Entwicklungsrichtungen prognostiziert, um beispielsweise Ausweitungen von luftbürtigen und grundwasserbedingten

Stoffeinträgen² wie auch deren Wechselwirkungen mit dem Gewässerchemismus und der Vegetation vorhersagen zu können. Wir haben bereits in den letzten Jahren unserer Untersuchungen gesehen, daß Datenvergleiche mit den Ergebnissen anderer Arbeitsgruppen auf der Basis standardisierter Messungen alle notwendigen Validierungszeiträume für vergleichbare Zustandsbeurteilungen entscheidend verkürzen können. Dadurch werden nötigenfalls auch Möglichkeiten geschaffen, notwendige Schutzmaßnahmen frühzeitig einzuleiten. Geeignete standardisierte Untersuchungen sind daher Grundlage für eine gesicherte standörtliche Beurteilung und für die entsprechende vegetationsanalytisch-ökologische Analyse von Stillgewässer-Lebensräumen in historisch-genetischer und vegetationsökologischer Sicht. Das wollen wir im folgenden erstellen.

Wir wissen, daß Pflanzengesellschaften spezielle Indikatoreigenschaften besitzen. Sie zeigen geringste und oft nur zeitweise auftretende Unterschiede der standörtlichen Bedingungen an. Vegetationsökologische Untersuchungen sollten daher zur Erfassung aller Ursachen von Standortveränderungen grundsätzlich mit Untersuchungen abiotischer Standortparameter gekoppelt sein, für die seit längerer Zeit standardisierte Methoden existieren und die heute z.B. im Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV) in Form von DIN-ISO-Normen und europäischen Normen (EN) festgelegt sind. Hiermit ist die Grundlage zur Vergleichbarkeit der meisten meßbaren abiotischen Parameter gegeben. Weitere Quellen moderner gewässerökologischer und limnologischer Methoden zur Probenahme und Analyse sind bei FRESENIUS et al. (1988), HÖLL (1986), HÜTTER (1994) sowie SELENT et al. 1998 angeführt. Ältere limnologische Untersuchungen fußen normalerweise ebenfalls auf Standardmethoden, die schon in dem mehrbändigen Werk „Die Binnengewässer“ von A. THIENEMANN (1925-1974) niedergelegt sind. Die ersten umfangreichen hydrochemischen Untersuchungen im Heiligen Meer basieren auf den genannten Thienemann'schen Grundprinzipien, wie sie schon MAUCHA (1932) beschrieben hat und die später von KRIEGSMANN (1938) und EHLERS (1965) konsequent weitergeführt worden sind. Sie liefern also eine gute Basis für unsere Untersuchungen.

Pflanzengesellschaften sind weiterhin definiert als gesetzmäßige Verbindungen von Pflanzenarten unter gleichen Umweltbedingungen in einem Raum-Zeit-Kontinuum. Sie sind daher standardisierbare Pflanzenartenkombinationen, die unter ähnlichen Standortbedingungen in vergleichbaren Lebensräumen immer wiederzufinden sind. Unterschiedliche floristisch-soziologische Ausprägungen spezieller Pflanzengesellschaften an verschiedenen Standorten, die sich in geringfügigen Abweichungen ihrer Artenkombination verdeutlichen, sind das Ergebnis kleinräumiger Unterschiede der biotischen und abiotischen Bedingungen. Solche verschiedenen Ausprägungen von Pflanzengesellschaften lassen somit kleinste standörtliche Differenzierungen zu, deren jeweilige Vergleichbarkeit nur mit standardisierten Analysemethoden zu erreichen ist. Die pflanzensoziologische Datenerfassung ist daher ein fundamentales methodisches Instrument innerhalb der Vegetationsökologie; für die Erfassung und Beschreibung der Biodiversität von Lebensräumen ist sie ein unverzichtbares Mittel (s. POTT 1995).

² Für eine exakte Differenzierung von Stoffeinträgen ist die Kenntnis über die Herkunft der Stoffe von Bedeutung. So gelangen z.B. die verschiedensten Stoffe über das Grundwasser in oberirdische Ökosysteme. Wir sprechen auch dann noch von grundwasserbedingten Stoffeinträgen und vom Grundwasser, wenn dieses oberirdisch auftritt und es sich der Herkunft nach um Grundwasser handelt, auch wenn neben der Schwerkraft andere Mechanismen den Stofftransport mitbestimmen (vgl. die Definition des Grundwassers nach DIN 4049 in HÖLTING (1996)). Diese Anwendung des Begriffs „Grundwasser“ ist für eine scharfe Differenzierung von Stoffflüssen ihrer Herkunft nach notwendig. Wir differenzieren entsprechend zwischen Grundwasser, Sickerwasser, oberirdischen Gewässern und Niederschlagswasser und zwischen den von ihnen ausgehenden Stoffflüssen.

Viele Pflanzengesellschaften in und an Gewässern stellen vor allem Zwischenglieder einer Sukzession dar, die beispielsweise während der Verlandung eines Sees auftreten und die sich im Laufe der Zeit gegenseitig ablösen. Solche typischen Vegetationsabfolgen in der Verlandungsreihe eines eutrophen Sees sind nur dann verwirklicht, wenn räumliche Zonierungen mit Schwimmblatt-, Röhricht-, Seggen- und Gebüschformationen mit dem abschließenden Birkenbruch oder dem Erlenbruchwald auftreten. Diese Verlandungszonen wachsen irisblendenartig zunehmend in Richtung Seemitte und bilden als Endphase der Verlandungssukzession verschiedene organogene semiterrestrische Naßböden, auf denen letztendlich ein Bruchwald stockt.

Solchen eutrophen Verlandungsreihen stehen Verlandungszonen anderer Nährstofftypen gegenüber, die entweder ineinander übergreifen können oder deutlich voneinander trennbar sind. Dies alles ist in den Gewässerlandschaften des Naturschutzgebietes Heiliges Meer vorhanden. Hier finden wir die Vegetationsabfolgen verschiedenster Verlandungsreihen von Stillgewässern auf engstem Raum beieinander. Unterschiedlich alte und verschieden große Stillgewässerkomplexe oligotrophen, dystrophen, mesotrophen und eutrophen Typs mit ihren Pflanzengesellschaften in unterschiedlicher Ausprägung sind ein Charakteristikum des Gebietes. Vergleichende vegetationsökologische Analysen zur Beschreibung von Beziehungen zwischen Pflanzengesellschaften und Standortfaktoren lassen sich deshalb in und an den Gewässern des Schutzgebietes besonders erfolgreich durchführen, da sowohl die Entstehung der Seen als auch der umgebende Untergrund einheitlich sind, wodurch ein hoher Grad an Vergleichbarkeit der Standortbedingungen gegeben ist. Seit dem Beginn dieses Jahrhunderts liegen dazu noch zahlreiche und zum Teil langjährige Untersuchungsergebnisse zur Vegetation und der Tierwelt sowie zu den physikochemischen Bedingungen der Gewässer vor. Deshalb sind gerade für dieses Gebiet die jüngere Entwicklungsgeschichte, die Entwicklung der Vegetation, die Veränderungen der Standortbedingungen als Folge von Sukzessionen aber auch von Änderungen der Landschaftsnutzung, z.B. nach der letzten Flurbereinigung durch die Umwandlung von Weideflächen in Ackerflächen in den 60er Jahren, gut belegt. Vieles davon ist den Arbeiten und Beschreibungen von SCHWAR 1900, TIETZE 1913, BEYER 1934, 1938, 1956, 1968, 1969, KRIEGSMANN 1937, BUDE 1942, F. RUNGE 1957, 1991, EHLERS 1965, REHAGE et al. 1979, POTT 1980, 1982, 1983, 1996, POTT et al. 1996, A. RUNGE 1992, PUST 1993, PUST 1995, et al. 1997 sowie TERLUTTER 1995 zu entnehmen.

Auf dieser soliden Basis bearbeiten wir seit einigen Jahren im Gebiet die Wechselwirkungen luftbürtiger und grundwasserbedingter Stoffeinträge. Schwerpunktmäßig stehen dabei Untersuchungen von Eutrophierungsphänomenen im Vordergrund sowie landschaftspflegerische Maßnahmen, die eine gezielte Gegensteuerung erlauben und die darüber hinaus auf die allgemein beobachtbaren Eutrophierungen anderer bislang nährstoffarmer pleistozäner Sandlandschaften Nordwesteuropas anwendbar sind. Hierzu besteht seit 1996 ein interdisziplinäres Forschungsprojekt, das mit Mitteln der Volkswagen-Stiftung gefördert wird und das federführend vom Institut für Geobotanik der Universität Hannover bearbeitet wird in Kooperation mit dem Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Universität Hannover, dem Institut für Ökologie der Universität Osnabrück, dem Geologisch-Paläontologischen Institut der Universität Münster sowie dem Landschaftsverband Westfalen-Lippe (näheres hierzu siehe im Vorwort sowie in POTT et al. 1996).

Standardisierte Analysemethoden, die von uns seit 1992 zur Erfassung trophiebestimmender Parameter in Grund- und Oberflächengewässern durchgeführt werden, haben gezeigt, daß Aussagen über Wechselwirkungen und Beziehungen zwischen der Vegetation und standörtlichen Bedingungen nur dann sinnvoll sind, wenn die Daten ein Mindestniveau hinsichtlich der Qualität und Quantität standörtlicher Meßreihen erfüllen. Dieses umfaßt neben hydrochemisch-physikalischen Meßdaten vom Oberflächenwasser, vom

Sicker- und Grundwasser auch Meßdaten über atmosphärische Depositionen. Dazu kommen feinstandörtliche Meßdaten aus den Wuchsräumen und den umgebenden Medien bestimmter Pflanzengesellschaften über längere Zeitspannen hinweg. Nur dann können vertretbare Aussagen über die Tages- und Jahrgänge wichtiger hydrochemisch-physikalischer Parameter erarbeitet werden. Darüber hinaus ermöglichen die mehrjährigen Zeitreihen der Messungen Angaben über das Verhalten von Oberflächengewässern und von Grundwasserzuströmen im Sommer und im Winter, wie auch über jahreszeitlich verschiedene Nährstoffeinträge in die jeweiligen Gebiete aus der direkten und entfernteren Umgebung. Umsetzungen und Einbauten von trophierelevanten Stoffen werden dabei besonders deutlich. Ökologische Aussagen auf der Basis von Kurzzeit- oder Einzelmessungen erscheinen vor diesem Hintergrund sowie nach unseren bisherigen Erfahrungen als obsolet oder teilweise sogar als irreführend. In diesem Aufsatz soll deshalb auf die Erfordernisse standardisierter Analysemethoden und deren Ergebnisse am Beispiel des natürlichen Sees „Großes Heiliges Meer“ näher eingegangen werden.

2. Standardmethoden zur Untersuchung physikochemischer Parameter

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß erste umfangreiche physikochemische Wasseruntersuchungen von Proben aus dem Großen Heiligen Meer bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts von KRIEGSMANN (1937) und später von EHLERS (1965) durchgeführt wurden. Diese Untersuchungen dienen uns als Vergleichsbasis zur Beurteilung von Entwicklungsprozessen. Sie lassen sich aber nur dann erarbeiten, wenn dem Datenmaterial einerseits Zeitreihenuntersuchungen über einen längeren Zeitraum zugrunde liegen und andererseits das Zeitintervall der Untersuchungswiederholungen kurz genug ist, um die Schwankungsbreite aller Parameter zu erfassen (vgl. Kap. 2.1). Das Labor der Biologischen Station, ausgestattet mit allen apparativen und technischen Notwendigkeiten aus unserem Wasserlabor - in nächster Nähe zum Großen Heiligen Meer - ermöglicht eine sofortige Bearbeitung der Proben unter Anwendung standardisierter Labormethoden und reduziert die Feldmeßmethoden auf das notwendige Minimum. Im Gelände erfolgt daher nur die Bestimmung der Wassertemperatur, der elektrolytischen Leitfähigkeit, der Konzentration an gelöstem CO₂ und die Fixierung des gelösten Sauerstoffs (vgl. Kap. 2.2). Die Leitfähigkeit des Wassers der angrenzenden Meerbecke wird seit Mitte 1997 kontinuierlich aufgezeichnet; diese Aufzeichnungen werden von täglichen Handmessungen begleitet. Die Wasserproben von Grund- und Oberflächenwasser werden für die anschließende Laboranalyse in 1 Liter-Kunststoffflaschen abgefüllt; Niederschlagswasser wird für jedes Niederschlagsereignis in 0.5 Liter-Kunststoffflaschen gesammelt. So ist es uns möglich, die meisten Analysearbeiten noch am Tag der Probeentnahme im Labor durchzuführen (vgl. Kap. 2.3) und mit großen Probevolumina zu arbeiten, da keine größeren Transportwege zurückgelegt werden müssen. Die bekannten störenden Wechselwirkungen zwischen Probe und Gefäßwandung lassen sich hiermit reduzieren. Durch den Fortfall längerer Aufbewahrungszeiten können auch die Nachteile einer Konservierung der Proben oder gar ein Tiefrieren von Probewasser umgangen werden, die z.T. erhebliche Veränderungen der Probenzusammensetzung verursachen können.

Unsere Laborbestimmungen erfolgen für viele Parameter also noch am Tag der Probeentnahme, d.h. gleich nach der Probeentnahme. Hierzu gehören die Bestimmung des pH-Wertes, des Gehaltes an gebundenem Kohlendioxid (Hydrogenkarbonat) und gelöstem Sauerstoff, an gelöstem Eisen, an Stickstoff und an Phosphat. Die Bestimmung von Sulfat, Chlorid und des Kaliumpermanganatverbrauches erfolgen in den nächsten beiden auf die Probeentnahme folgenden Tagen. Es wird von uns angestrebt, zu vergleichbaren

Daten durch die Anwendung der gleichen Labormethoden zu kommen, die bislang von den bereits genannten Autoren für die physikochemischen Untersuchungen des Großen Heiligen Meeres herangezogen wurden, soweit sich dies mit der erforderlichen Genauigkeit der Ergebnisse vereinbaren läßt. Insbesondere werden für die Bestimmung des gelösten CO_2 und O_2 , des Hydrogenkarbonates und des Chlorids die gleichen oder nur geringfügig abgewandelte Methoden benutzt, wie sie auch schon bei KRIEGSMANN Anwendung fanden. Um ein hohes Maß an Vergleichbarkeit unserer Daten mit älteren Literaturangaben zu ermöglichen, gilt entsprechendes auch für die verwendeten Einheiten, z.B. für die Wasserhärte (Einheit in $^\circ\text{dH}$ bezogen auf 10 mg CaO). Entsprechend erfolgt die Berechnung der Sauerstoffsättigung nach TRUESDALE et al. (1955) und nicht nach WAGNER (1979), da zwischen beiden Verfahren deutliche Unterschiede bestehen. So liegen die Sauerstoffsättigungswerte nach TRUESDALE et al. (1955) im Bereich zwischen 0 und 20°C ca. 3% niedriger als die Werte nach WAGNER (1979). Die normalen Wassertemperaturen betragen bekannterweise weniger als 20°C ; unsere Werte der Sauerstoffsättigungen befinden sich aber mit einer Maximalabweichung von 3% im durchaus brauchbaren Spektrum. Für die Bestimmung von Stickstoff, Phosphor und Eisen werden moderne colorimetrische Methoden benutzt (Kap. 2.3). Für die Bestimmung von Alkaliionen finden atomemissionsspektrometrische Methoden, für die Bestimmung von Mangan und Zink, von Erdalkaliionen sowie ergänzend für Eisen atomabsorptionsspektrometrische Methoden noch in der Woche der Probeentnahme statt. Die Proben für die atomemissionsspektrometrischen und atomabsorptionsspektrometrischen Bestimmungen werden gesondert in 100 ml - Kunststoffgefäße abgefüllt und sogleich mit 1 ml 37%iger HCl angesäuert.

Die von uns angewandten Methoden und die benutzten Geräte sowie Genauigkeitsangaben zu den einzelnen Analysemethoden sind anschließend in tabellarischer Form aufgelistet (siehe Tab. 1 und Anwendung statistischer Methoden zur Beurteilung von Analyseergebnissen in der Wasseranalytik in DEV 1994, Teil A). Von einem Großteil der Proben werden Doppelbestimmungen im Institut für Ökologie der Universität Osnabrück mit Hilfe der Ionenchromatographie und der Atomabsorptionsspektroskopie durchgeführt. Die für die Ionenchromatographie vorgesehenen Proben werden in 250ml Weithalsflaschen tiefgefroren, da eine Bearbeitung dieser Proben direkt nach der Probeentnahme oft nicht möglich ist und eine Kühlung bei nur 4°C über längere Zeiträume nicht ausreicht.

Das Datenspektrum wird ergänzt durch meteorologische und hydrologische Erhebungen. Messungen der Menge des atmosphärischen Niederschlags, der Lufttemperatur, der relativen Luftfeuchte und des Luftdrucks werden im Naturschutzgebiet seit den 70er Jahren mit einer Wetterstation durchgeführt, die ein Ombrometer nach Hellmann und einen Thermohygrobarographen (Trommelschreiber mit einer Woche Umlaufzeit) der Fa. Wilh. Lambrecht KG (Göttingen) enthält. Begleitend werden seit den 70er Jahren die elektrolytische Leitfähigkeit und der pH-Wert des Niederschlagswassers bestimmt. Seit 1995 wird dazu die Wetterstation durch 2 selbstregistrierende Klimameßstationen der Fa. Thies ergänzt, die neben den schon aufgeführten Parametern zusätzlich den Niederschlagsgang, die Lichtintensität, die Windstärke und die Windrichtung als Mittelwerte 30-minütiger Intervalle aufzeichnen (vgl. Abb. 1 u. 2). Die beiden Meßstationen sammeln Klimadaten jeweils von einer Heidefläche im Westen des Großen Heiligen Meeres und von einer Waldfläche im Nordosten des Naturschutzgebietes.

2.1 Meßintervalle und Beprobungsstellen

Neben Proben vom Niederschlagswasser, die von diskreten Niederschlagsereignissen aus Heide- und Waldkomplexen stammen, werden seit Anfang 1996 in mindestens monatlichen Intervallen Wasserproben aus dem Grundwasser sowie aus ausgewählten oberirdischen Gewässern des Naturschutzgebietes physikochemisch untersucht. Neben Pelagial-

Tab. 1: Angaben zu den Einheiten, den Nachweisgrenzen (X_D), den Analysefehlern (T_{X_0}) (Statistische Sicherheit von 95%) und zu den Verfahrensstandardabweichungen (S_{X_0}) der verwendeten Analyseverfahren (vgl. Kap. A in DEV 1994).

Parameter	Einheit	X_D	T_{X_0}	S_{X_0}
Lufttemperatur PT 100-Meßelement	°C (-35+70)	-	±0.3	-
Luftfeuchte Haar-Meßelement	% rel.F. (10-100)	-	±3	-
Luftdruck Aneroid-Dosensatz	hPa (945-1052)	-	±1.5% v. Mb.	-
Niederschlagsmenge ND-Geber mir Wippe	mm (max. 7mm/min)	0.1	-	-
Lichtintensität Si-Fotodiode BPW21	lux (0-100.000)	-	±3% v. Mb.	-
Windgeschwindigkeit Schalenstern-Meßfühler	m/s (0.3-50)	0.3	-	-
Windrichtung Windfahne	°rN (0-360)	-	±2.5	-
Wassertemperatur Quecksilberthermometer elektrometrisch	°C °C	-	±0.1 ±0.1	- -
el. Leitfähigkeit	µS/cm	-	±1	-
pH-Wert	- lg c(H ₃ O) ⁺	-	±0.1	-
gel. Sauerstoff	mg/l	0.1	±0.28	0.120
gel. Kohlendioxid	mg/l	0.5	±0.67	0.282
geb. Kohlendioxid	mg/l	2	±3.7	1.558
Nitrat	mg/l	0.2	±0.37	0.1544
Nitrit	mg/l	0.005	±0.003	0.0014
Ammonium	mg/l	0.01	±0.01	0.0048
Phosphat	mg/l	0.005	±0.013	0.0056
Chlorid	mg/l	0.5	±1.6	0.6698
Sulfat	mg/l	5	±6.7	2.8401
KMnO ₄ -Verbrauch	mg/l	0.5	±1.2	0.509
Natrium	mg/l	0.2	±0.28	0.117
Kalium	mg/l	0.2	±0.18	0.076
Kalzium	mg/l	0.5	±0.97	0.410
Magnesium	mg/l	0.1	±0.24	0.103
Eisen	mg/l	0.01	±0.01	0.0056
Mangan	mg/l	0.05	±0.08	0.0335
Zink	mg/l	0.02	±0.038	0.0162

*Angaben nach Fa. Thies

Abb 2: Klimameßstation mit einem selbstregistrierenden Datalogger in etwa 1,50 m Höhe über dem Boden. Aufgezeichnet werden die Lufttemperatur, die Luftfeuchte und der Luftdruck. Die Windrichtung und die Windgeschwindigkeit werden an der Mastspitze in 3 m Höhe gemessen und die Werte vom Datalogger gespeichert. Eine Solarzelle unterhalb des Windmessers versorgt die Station mit Energie. →



Abb. 1: Klimameßstation der Fa. Thies (Göttingen) auf der Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres.



beprobungen im Vertikalprofil werden Litoralproben der Seen, Weiher und Kolke des Schutzgebietes aus dem Freiwasser, dem Sicker- und Grundwasser entnommen (siehe Abb. 9 sowie Abb. 7 im Beitrag WEINERT et al. in diesem Heft). Die Zeit für die Probenahme einschließlich der Feld- und Laboruntersuchungen liegt bei einer Woche. Hierdurch ist es uns möglich, z.B. für die Erfassung kurzfristig auftretender, witterungsbedingter Parameteränderungen, das Untersuchungsintervall zu verkürzen.

2.2 Feldmeßmethoden

Meteorologische Messungen (zwei Klimameßstationen der Fa. Thies (vgl. auch Tab. 1), ein Thermohygrobarograph der Fa. Lambrecht, ein Ombrometer nach G. Hellmann in kleiner Ausführung (vgl. HELLMANN 1883); ergänzend ein Schalenkreuz-Handanemometer der Fa. R. Fuess Berlin-Steglitz, ein Aspirationspsychrometer nach R. Assmann mit 0.2°C-Teilung (vgl. ASSMANN 1888), ein Stationsquecksilberbarometer der Fa. Lambrecht).

Probenahme (1. mit dem 11-Ruttnerschöpfer zur Pelagialbeprobung, 2. mit einer Niederolttauchpumpe von Comet Typ COMBI 2/12 zur Pelagial- und Grundwasserbeprobung,

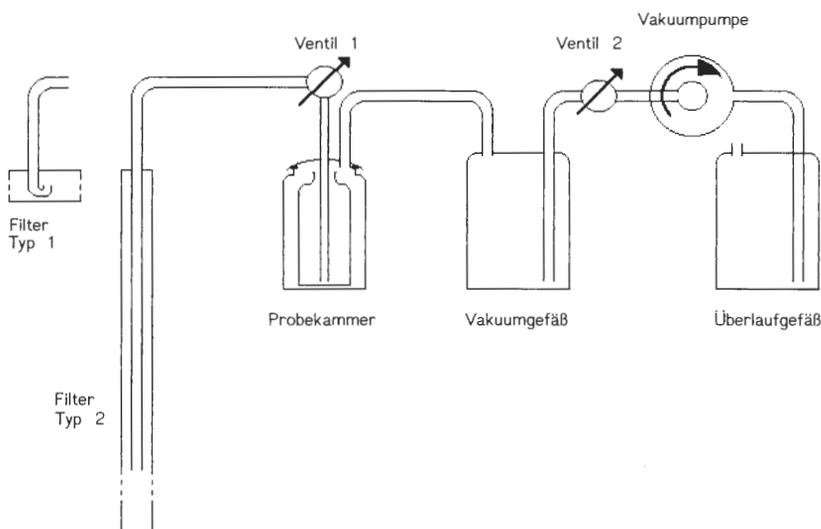


Abb. 3: Vakuumapparatur zur Beprobung von Interstitial-, Sickerwasser und Grundwasser.

Als Grundbaustein dient eine Probekammer mit der darin befindlichen Probeflasche. Der in die Probeflasche hineinragende Schlauch wird mit einem im Untergrund eingelassenen Filter (Typ 1 zur Beprobung oberflächennaher Horizonte, Typ 2 zur Beprobung tieferer Horizonte), der mit dem Deckel abschließende Schlauch wird mit dem Vakuumpfäß verbunden. Das Vakuum wird mit Hilfe einer Kreiselpumpe erzeugt, die Wasser vom Vakuumpfäß in das Überlaufgefäß pumpt. Das Vakuum hebt vom Filter über den Grundwasserhorizont die Wasserprobe und füllt zunächst die Probeflasche, die nun mehrmals mit der Probe gespült wird, bis die Probekammer ebenfalls mit Probewasser gefüllt ist und Probewasser zum Vakuumpfäß übertritt. Das Vakuumpfäß ermöglicht ein langsames Anfahren des Vakuums und einen langsamen Druckausgleich nach dem Abschalten der Pumpe am Beprobungsende, so daß trübstoffarme Proben gewonnen werden können. Die beiden Ventile verhindern nach Abschalten der Pumpe und nach Öffnen der Probekammer ein Zurückfließen von Probewasser in den Filter. Mit der Vakuumapparatur ist es möglich, Sicker-, Interstitial- und Grundwasserproben zu gewinnen, ohne daß diese in Kontakt mit der Außenluft treten. Die Sauerstoffbestimmung nach OHLE ist möglich.

vgl. auch WEINERT et al. in diesem Heft, **3.** mit einer Vakuumkammer (vgl. Abb. 3) zur Gewinnung von Sickerwasser- und Grundwasserproben, **4.** mit Regenerwassersammler, vgl. Abb. 4).

DIN 38402-A12, DIN 38402-A13 und DIN 38402-A17 in DEV 1994

Wassertemperatur (**1.** mit einem Quecksilberthermometer im Ruttner-Schöpfer, **2.** elektrometrisch mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 196 von WTW mit der Elektrode TetraCon 96-1,5 und TetraCon 96A-4).

C4 - 2 DIN 38404 in DEV 1994

elektrolytische Leitfähigkeit (**1.** elektrometrisch mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät LF 196 von WTW mit der Elektrode TetraCon 96-1,5 und TetraCon 96A-4, **2.** Leitfähigkeitsmeßgerät LF56 und Meßzelle LTA 100/k von WTW stationär mit Schreiber SE 120 der Fa. Bachofer, Reutlingen).

ISO 7888: 1985, EN 27888: 1993 in DEV 1994

gelöster Sauerstoff (nach WINKLER 1888)

gelöstes Kohlendioxid (Neutralisationstiteration mit Natronlauge (p-Wert), HÜTTER 1994). D8 in DEV 1994

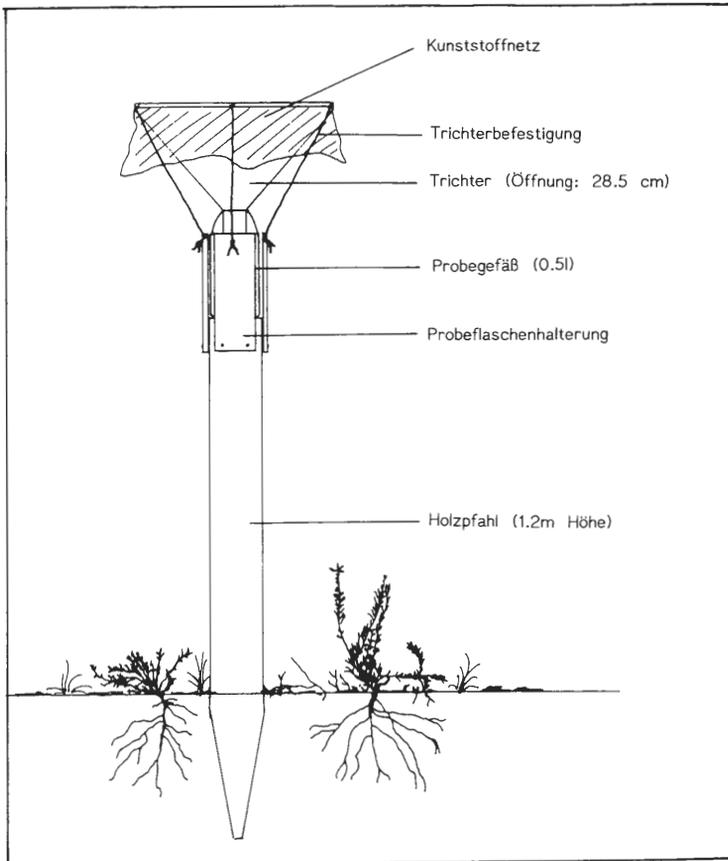


Abb. 4: Niederschlagssammler.

2.3 Labormeßmethoden

Bestimmung der Kationen

(c(H₃O⁺); pH-Wert (elektrometrisch mit dem pH-Meter pH 196 von WTW und dem pH-Meter von KNICK-Typ 642 mit der Elektrode E 56 von WTW).

DIN 38404 - C5 in DEV 1994

Ammonium (BERTHELOTS Reaktion³).

DIN 38406 - E5 - 1 in DEV 1994

Calcium (AAS⁴).

DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994

Magnesium (AAS).

DIN 38406 - E3 - 1 in DEV 1994

Natrium (AES⁵).

Kalium (AES).

Eisen (1,10-Phenanthrolin-Methode³, ergänzend mit dem AAS⁴).

DIN 38406 - E1 - 1 in DEV 1994

Mangan (AAS).

Zink (AAS).

DIN 38406 - E21 in DEV 1994

Bestimmung der Anionen

Hydrogenkarbonat (Neutralisationstiteration mit Salzsäure (m-Wert), HÜTTER 1994).

D8 in DEV 1994

Nitrat (Salicylat-Methode³).

D9 in DEV 1975

Nitrit (Methode nach GRIESS³).

D10 in DEV 1975

Phosphat (Phosphormolybdänblau-Methode³).

DIN 38405 - D11 - 4 in DEV 1994

Chlorid (Methode nach MOHR).

DIN 38405 - D1 - 1 in DEV 1994

Sulfat (komplexometrische Titration).

DIN 38405 - D5 - 1 in DEV 1994

Summenbestimmungen

KMnO₄-Verbrauch (Oxidierbarkeit mit Kaliumpermanganat im Sauren).

DIN 38409 - H5

Berechnete Größen

Sauerstoffsättigung (nach TRUESDALE et al. 1955).

Gesamthärte (aus dem Gehalt an Ca²⁺- und Mg²⁺-Ionen).

Carbonathärte (aus dem Gehalt an HCO₃⁻-Ionen).

³ Bestimmung mit dem Spektralphotometer UVIKON 931 der Firma KONTRON

⁴ Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomabsorptionsspektrometrisch

⁵ Bestimmung mit dem PMQ II/FA2 der Firma Zeiss atomemissionsspektrometrisch

3. Ergebnisse physikochemischer Untersuchungen

Seit der Errichtung des Grundwassermeßstellennetzes zur Untersuchung allochthoner Stoffeinträge über den Grundwasserpfad im Winter 1991/92 wurden zahlreiche Analysen unter Anwendung standardisierter Methoden durchgeführt, die ab 1993 auch regelmäßig zur Untersuchung der oberirdischen Gewässer und ab 1995 auch von atmosphärischen Niederschlägen herangezogen wurden. Da seit dieser Zeit über Einzelergebnisse bereits ausführlich mehrfach berichtet wurde (PUST 1993, POTT et al. 1996, PUST et al. 1997), soll - soweit in den folgenden Kapiteln nicht näher beschrieben - hier zusammenfassend nur eine kurze Darstellung unserer physikochemischen Untersuchungen erfolgen.

3.1 Luftdepositionen aus Niederschlägen

Innerhalb landwirtschaftlich intensiv genutzter Gebiete besitzt der Luftpfad für allochthone Stoffeinträge, insbesondere für Nährstoffeinträge eine besondere Bedeutung. Charakteristisch ist die rasche und großflächige Ausbreitung von luftbürtigen Stoffen. Hierbei sind Ackerbau und Massentierhaltung gleichermaßen zu berücksichtigen. Während beim Ackerbau vor allem die mechanische Bodenbearbeitung, z.B. Pflügen - aber auch die Ausbringung pulverisierter Düngemittel - Depositionen von Stäuben über den Luftpfad mit sich bringen, die neben Pflanzennährstoffen wie Stickstoff und Phosphat auch Alkali- und Erdalkali-haltige Verbindungen enthalten, welche in Sandlandschaften natürlicherweise nur in geringen Konzentrationen vorliegen, führt die Tierhaltung vor allem zu hohen Ammoniumgehalten im Niederschlagswasser, insbesondere während der Gülleverrieselung (vgl. auch ELLENBERG 1996). Beide Quellen treten gemeinsam in der unmittelbaren Umgebung des Naturschutzgebietes Heiliges Meer großflächig in Form von Maisanbauflächen auf; das Umfeld des Naturschutzgebietes ist also auf Massentierhaltung ausgerichtet, mit den vielfältigen Folgen, die hierdurch auch für das Grundwasser gegeben sind.

Obwohl die Konzentrationen der verschiedenen Stoffe im Niederschlagswasser nicht annähernd die Werte erreichen, die im Sicker- und Grundwasser gefunden werden, müssen Niederschläge aufgrund ihrer großräumigen Wirkung bei der Beurteilung der unterschiedlichen Eintragswege für die Gewässereutrophierung in Zukunft noch stärker berücksichtigt werden. Vor allem von Haus aus nährstoffarme Standorte, die von Einflüssen nährstoffreichen Grund- und Sickerwassers weitgehend isoliert sind, erhalten heute aus Niederschlägen zunehmend Nährstoffe. Das trifft besonders gravierend die pleistozänen Sandlandschaften mit ihrem oligotraphenten Vegetationsinventar. Eutrophierungen ursprünglich oligotropher Standorte müssen daher nicht nur unter der Berücksichtigung von Grund- und Sickerwasser-vermittelten Stoffeinträgen, sondern auch unter dem Aspekt der luftbürtigen Stoffeinträge gesehen werden. Eutrophierungen durch luftbürtige Nährstoffeinträge verlaufen meist schleichend und großflächig.

Im Schutzgebiet werden Heideflächen und Waldlandschaften, aber auch die freien Wasserflächen der Seen, Heidekolke und Heideweiher gleichermaßen von luftbürtigen Stoffeinträgen betroffen. Die vorherrschenden Süd- und Südsüdwestwinde sowie in geringem Maße auch die Nordostwinde (Abb. 5) bestimmen die Haupttransportrichtung atmosphärischer Depositionen. Mit den Südsüdwestwinden treten häufig Niederschlagsereignisse auf und sie bestimmen daher im wesentlichen die Transportrichtung für feuchte Depositionen (Tab. 2). Während es auf den Freiflächen zu Depositionen in unmittelbarer Bodennähe kommt, können auf bewaldeten Flächen Depositionen über Ablagerungen auf den Assimilationsorganen der Bäume zu erheblichen lokalen Stoffanreicherungen führen. Das Niederschlagswasser weist daher unter Wald höhere Konzentrationen verschiedenster

Inhaltsstoffe auf als dasjenige von benachbarten Heideflächen (Abb. 6A). So kann z.B. im Niederschlagswasser unter Wald im Mittel der doppelte Nitrat-Stickstoffgehalt gegenüber dem Niederschlagswasser von benachbarten Heideflächen festgestellt werden. Besonders die Konzentrationen von Phosphat, Kalium, Calcium und Magnesium sind im Waldniederschlagswasser stark erhöht. Unter Berücksichtigung der geringeren Niederschlagsmengen unter Wald - bedingt durch höhere Interzeption - fallen die Unterschiede der jährlichen Stickstoffdepositionen zwischen Heide- und Waldflächen deutlich geringer aus, als ihre Konzentrationsunterschiede in den jeweiligen Niederschlagswässern zunächst vermuten lassen (Abb. 6B). Die Unterschiede der Depositionen von Phosphat und Kalium zwischen Wald und Freiflächen sind aber trotzdem stark ausgeprägt; die Depositionen dieser Stoffe liegen im Wald gegenüber Heideflächen deutlich höher. Möglicherweise werden diese Unterschiede auch durch Einträge über Guanotrophierung verstärkt, die auf bewaldeten Flächen zweifellos von größerer Bedeutung sind als auf Heideflächen. Der

Tab. 2: Angaben zur Häufigkeit (in %) von Windrichtungen auf der Heidefläche westlich des Großen Heiligen Meeres

Windrichtung	Häufigkeit [%]
N	2,6
NNO	4,2
NO	10,4
ONO	6,3
O	4,7
OSO	1,6
SO	2,1
SSO	3,1
S	17,2
SSW	16,1
SW	8,9
WSW	5,2
W	9,4
WNW	1,0
NW	1,6
NNW	5,7

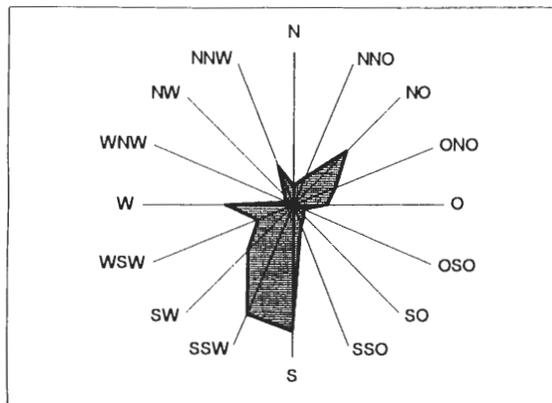


Abb. 5: Mittlere Häufigkeit (%) der Windrichtungen auf der Heidefläche im Westen des Großen Heiligen Meeres.

weitere Transport luftbürtiger Nährstoffe führt vom Luftpfad zum Sicker- und Grundwasserpfad. Auch hier haben unsere Untersuchungen gezeigt, daß unter Waldflächen deutlich höhere Nährstoffgehalte als unter Heideflächen auftreten (s.u.).

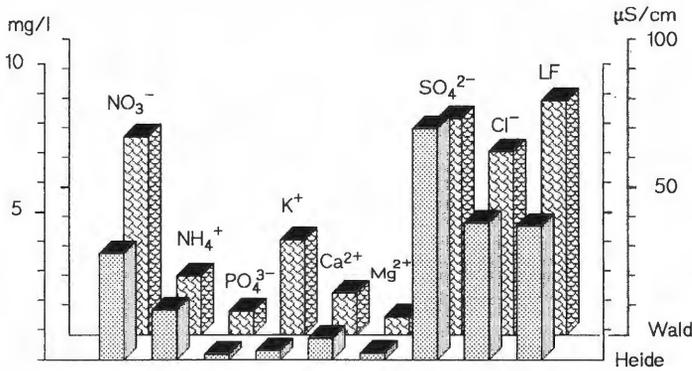


Abb. 6A: Inhaltsstoffe im Niederschlagswasser in mg/l. (Nitrat: NO₃⁻, Ammonium: NH₄⁺, Phosphat: PO₄³⁻, Kalium: K⁺, Kalzium: Ca²⁺, Magnesium: Mg²⁺, Sulfat: SO₄²⁻, und Clorid: Cl⁻) sowie die Leitfähigkeit (LF in µS/cm) im NSG Heiliges Meer gemittelt von Heide- und Wald-Meßstellen aus dem Jahr 1995.

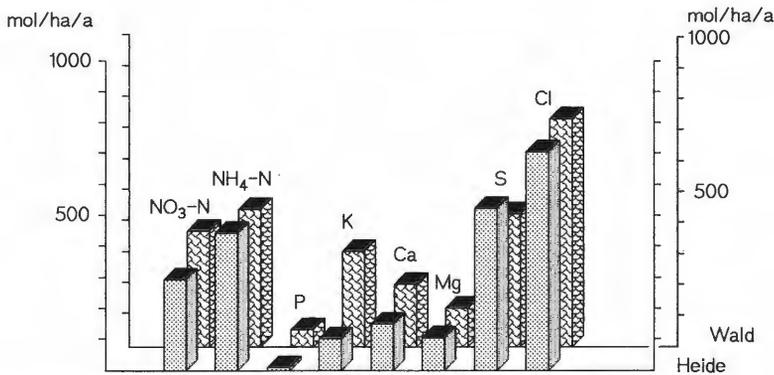


Abb. 6B: Jahresdepositionen in mol/ha/a folgender Parameter: Nitrat-N, Ammonium-N, Phosphat-P, Kalium-K, Kalzium-Ca, Magnesium-Mg, Sulfat-S und Chlorid-Cl in mg/l im NSG Heiliges Meer gemittelt von Heide- und Wald-Meßstellen aus dem Jahr 1995.

3.2 Allochthone Stoffeinträge aus dem Sicker- und Grundwasser

Grund- und Sickerwasser-vermittelte Stoffeinträge weisen im Verhältnis zu luftbürtigen Einträgen eine wesentlich kleinräumigere Differenzierung auf. Bei Stoffflüssen im oberflächennahen Bereich - und diese sind für Eutrophierungsprozesse innerhalb der Gewässerlandschaft Heiliges Meer von besonderer Bedeutung - beteiligen sich neben Faktoren und Eigenschaften des Grundwasserleiters vor allem Vegetationsstrukturen an kleinräumigen Differenzierungen der Stoffeintragswege. Übergänge zwischen dem Grundwasser- und Sickerwasserpfad sind häufig zu beobachten und stehen ebenfalls unter dem Einfluß der Vegetation. Die hiermit assoziierten Stoffflüsse lassen sich meist lokal abgrenzen und

oftmals auch auf die lokale Wirkung einzelner Bäume oder Baumgruppen beziehen; sie sind daher räumlich meist gut abgrenzbar (vgl. PUST et al. 1997). Unsere Untersuchungen zeigen, daß diese Standortbedingungen besonders innerhalb von Waldlandschaften gegeben sind. Am Großen Heiligen Meer sind für die Differenzierung von Grund- und Sickerwasser-vermittelten Stoffeinträgen vor allem die am Ostufer gelegenen Bruchwaldkomplexe verantwortlich (Abb. 7). Heide- und Weideflächen, besonders aber Ackerfluren sind homogener strukturiert. Dies wirkt sich in entsprechender Weise auch auf die Strukturierung von Stoffflüssen im Grund- und Sickerwasser aus. Allgemein sind für die Weide-

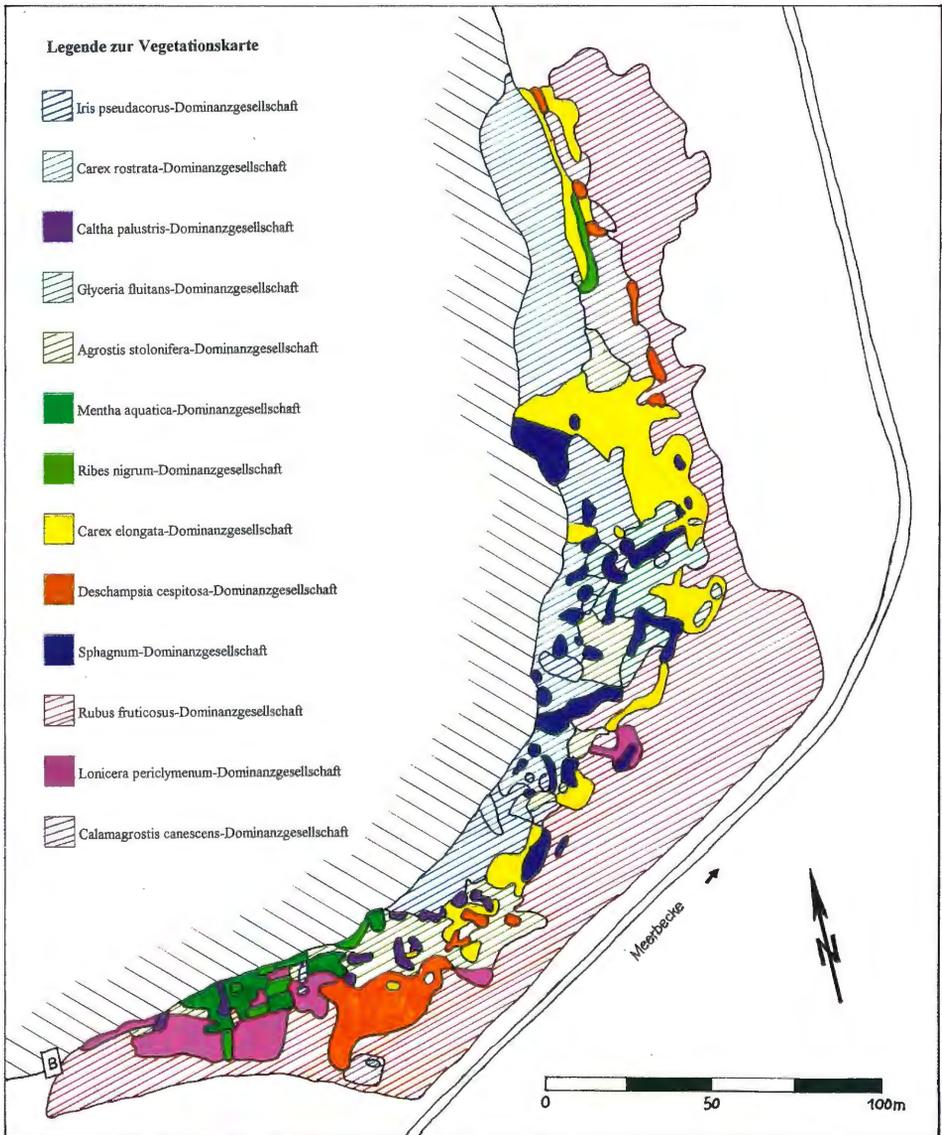


Abb. 7: Vegetationskarte des *Carici elongatae*-*Alnetum* vom Ostufer des Großen Heiligen Meeres mit Dominanzbeständen bezeichnender Elemente natürlicher und anthropogen beeinflusster Bruchwaldbereiche (nach ROLFES 1998).

und Heideflächen des Schutzgebietes gleichmäßige und erheblich niedrigere Elektrolytgehalte im Grund- und Sickerwasser feststellbar als in den benachbarten Wäldern (vgl. Abb. 8). In Abhängigkeit von bestimmten Vegetationsstrukturen sind zwar spezifische Elektrolytgehalt-Differenzierungen im Kapillarwasser der Böden festzustellen, besonders im Uferbereich der Heidekolke und -weiher (Abb. 9); die hieran beteiligten Stoffe nehmen aber selten an größeren Stoffflüssen teil, wie wir sie z.B. aus Erlenbruchwäldern beschreiben können. Sie bleiben vielmehr innerhalb bestimmter Vegetationskomplexe am Kapillarwasser der Böden gebunden und besitzen daher auch nur eine geringe Vertikal- ausdehnung (vgl. Kap. 6).

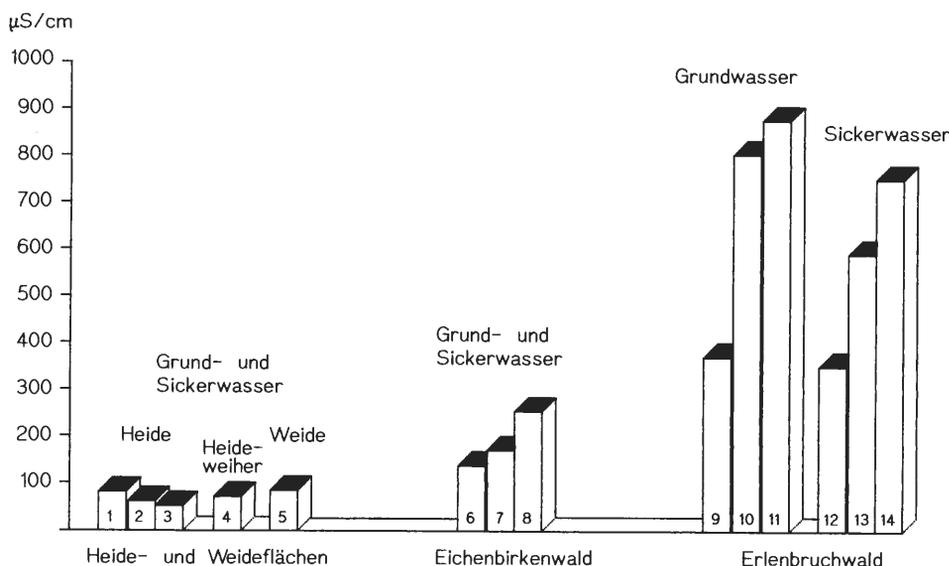


Abb. 8: Differenzierungen des Elektrolytgehaltes (Leitfähigkeit) im Grund- und Sickerwasser in Abhängigkeit von der Vegetation. Niedrige Elektrolytgehalte treten im Grund- und Sickerwasser der Heide- und Weideflächen auf (Säulen 1-5); zwischen den Standorten lassen sich nur geringfügige Unterschiede der Leitfähigkeit finden. Innerhalb von Wäldern sind die Differenzierungen der Leitfähigkeit wesentlich kleinräumiger und der Elektrolytgehalt liegt durchweg höher. Der große Unterschied zwischen der Leitfähigkeit im Eichen-Birkenwald und jener im Erlenbruchwald geht z.T. auch auf Salzbelastungen zurück, die lokal im Grundwasser im Osten des Naturschutzgebietes auftreten (Säulen 10, 11, 13 u. 14).

Standorte:

Säule 1 u. 2: Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres

Säule 3: Heide im Osten des Erdfallsees

Säule 4: Heideweiher im Osten des Erdfallsees

Säule 5: Weide im Süden des Erdfallsees

Säule 6-8: Eichen-Birkenwald im Westen des Großen Heiligen Meeres

Säule 9-11: Grundwasser im Osten des Großen Heiligen Meeres

Säule 12-14: Sickerwasser des Erlenbruchwaldes im Osten des Großen Heiligen Meeres.

Welche Stoffe bevorzugt über den Grund- und Sickerwasserpfad transportiert werden, hängt vor allem von den dort herrschenden Milieubedingungen ab. Zwischen Weide- bzw. Heideflächen und Bruchwäldern treten besonders hinsichtlich des REDOX-Potentials erhebliche Unterschiede auf, weshalb wir hier zwei Gruppen von Vegetationstypen haben, deren Einfluß auf das Transportgeschehen von Nährstoffen im Sicker- und Grundwasser

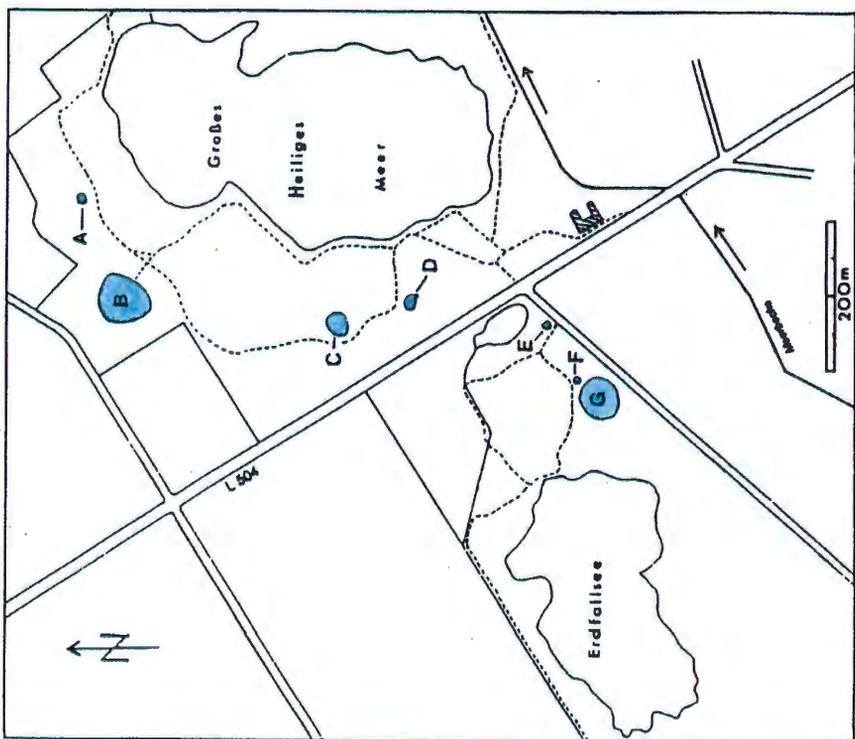
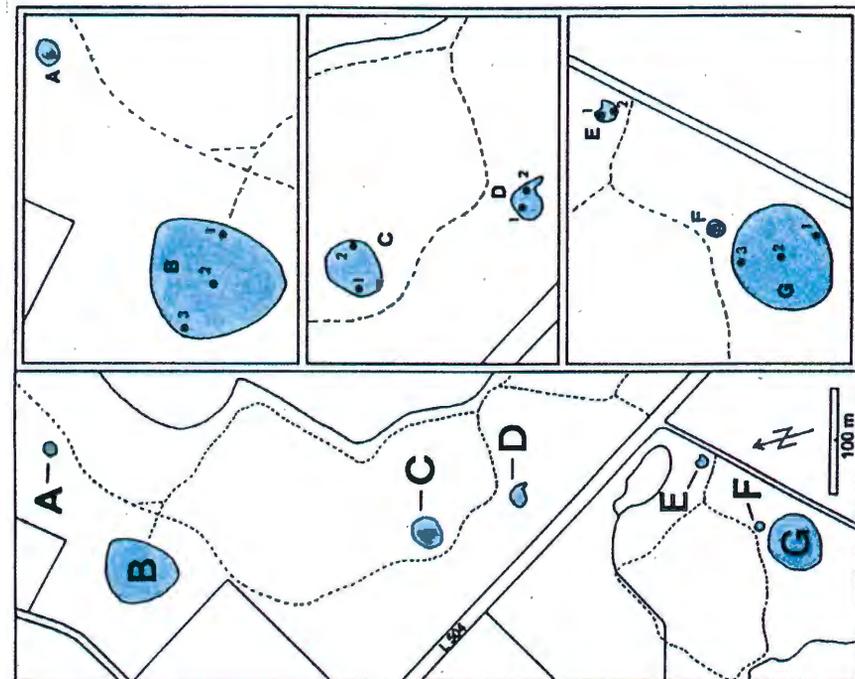


Abb. 9: Lage der Heidekolke und -Weiher; Lageplan der Meßstellen.

völlig verschieden ist. Für die Beurteilung von Eutrophierungsprozessen ist hierbei zu berücksichtigen, daß Heide- und Weideflächen den Transport von Nitratstickstoff über größere Entfernungen begünstigen, der aber aus Luftdepositionen oder auch aus dem Sicker- und Grundwasser von benachbarten Ackerfluren stammen kann. In den Heideflächen sind jedoch zusätzlich basenarme und saure Milieubedingungen stabilisiert; Stoffflüsse aus Bruchwäldern wiederum sind meist nitratfrei, zeigen aber oftmals hohe Ammonium- und Phosphatgehalte und besitzen meist einen hohen Basengehalt (Abb. 10). Am Großen Heiligen Meer wirkt sich eindeutig eutrophiemindernd nur das basenarme Sicker- und Grundwasser aus angrenzenden Heiden aus, und zwar durch das nahezu vollständige Fehlen von Phosphaten und den Mangel an Alkali- und Erdalkaliionen (vgl. PUST 1993, POTT et al. 1996 und PUST et al. 1997). Von besonderer Bedeutung sind ferner Interaktionen der Stoffflüsse aus den beiden Vegetationsgruppen: Innerhalb ihrer Kontaktzonen werden Eutrophierungsprozesse beschleunigt durch das gemeinsame Auftreten von luftbürtigem Nitrat-Stickstoff, sicker- und grundwasservermitteltem Stickstoff und Phosphat zusammen mit hohen Gehalten an Alkali- und Erdalkaliionen, wie es z.B. lokal am Westufer des Großen Heiligen Meeres zu beobachten ist.

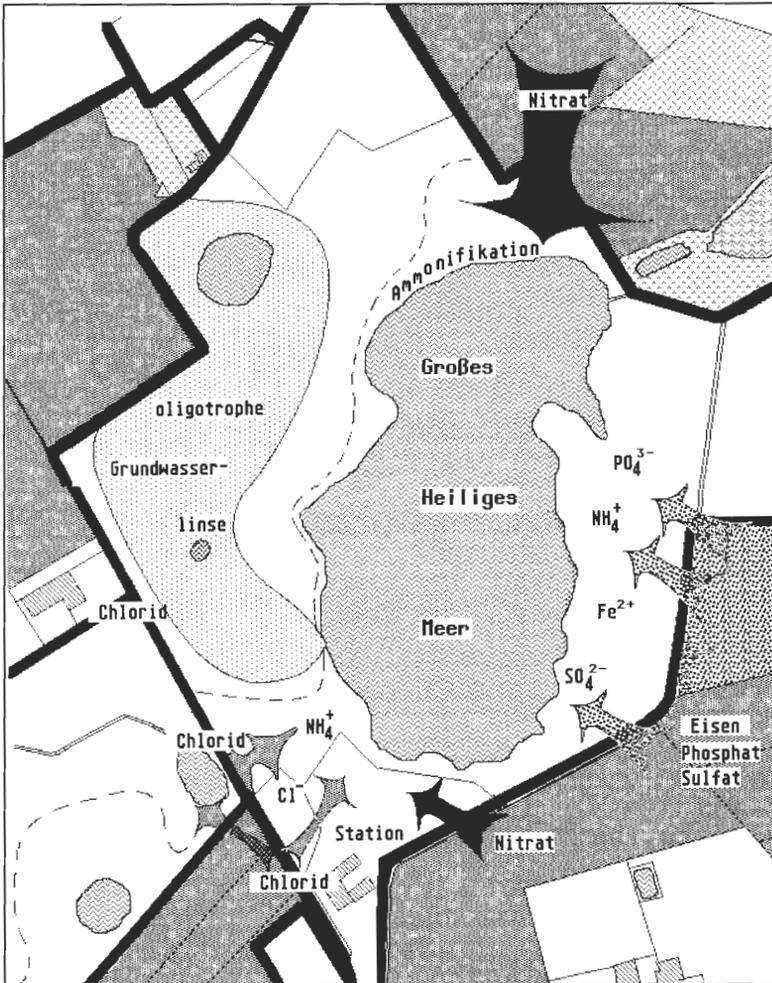


Abb. 10: Die Grundwasserlandschaft im Uferbereich des Großen Heiligen Meeres.

4. Das Große Heilige Meer als aquatischer und amphibischer Lebensraum

Die Entstehung und die räumliche Dimensionierung des Großen Heiligen Meeres sowie seine Einbeziehung in die Grundwasserdynamik werden durch die Form des damaligen Erdenbruchs bestimmt (vgl. LOTZE 1956 u. THIEMANN 1975). Trophiegrad und Alter der Gewässer sind außerdem über natürliche und anthropozogene Sukzessionsvorgänge gekoppelt, welche noch heute in der Gewässerverlandung zum Ausdruck kommen und vor allem das Bild der Ufervegetation immer noch entscheidend prägen (Abb. 11). Hierbei bildet am Süd- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres die nährstoffreiche Variante des Erlenbruchwaldes in der Form des *Iris*-reichen Bruchwaldes (*Carici elongatae-Alnetum iridetosum*)⁶ das hier typische Endglied der lokalen Gewässerverlandung (Abb. 7).

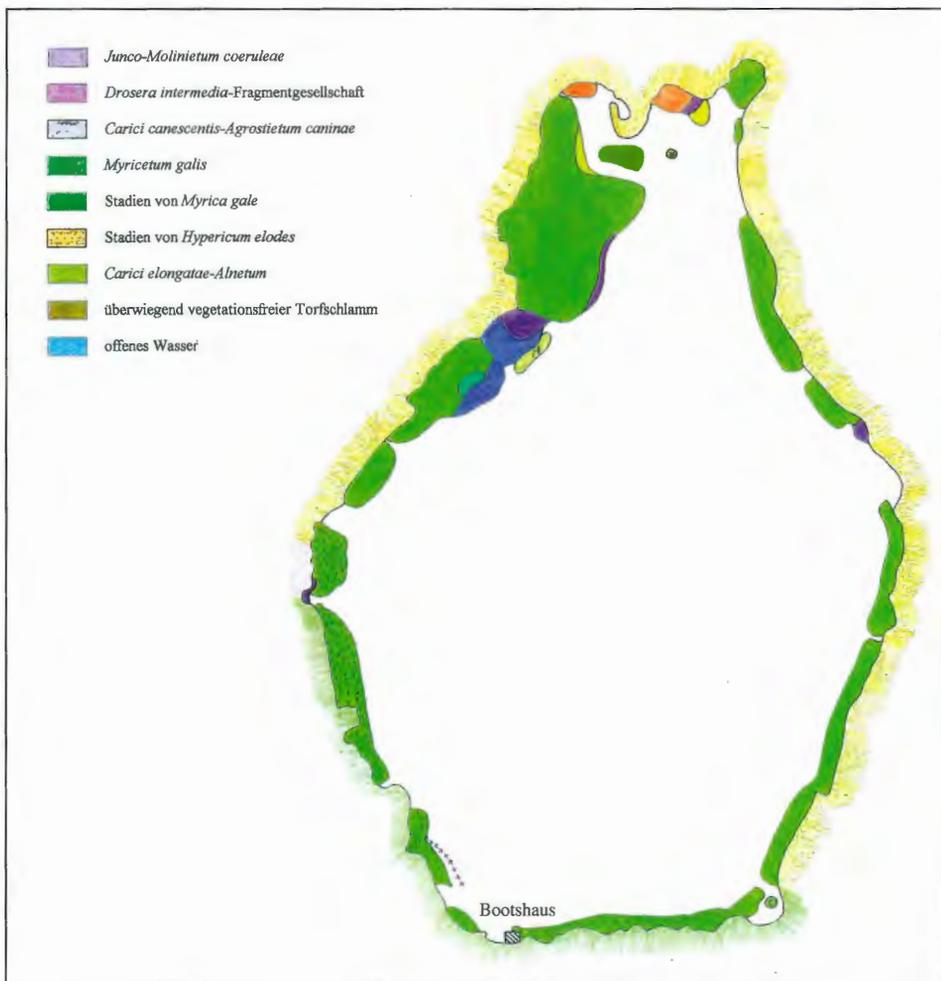


Abb. 11: Vegetationskarte des Großen Heiligen Meeres.
Vegetationskundliche Aufnahme 1994; Topographische Grundlage TK (Luftbildkarte)
Blatt 3611/17 „Großes Heiliges Meer“ (1989).

⁶ Pflanzensoziologische Benennung nach POTT 1995

Im Erlenbruchwaldbereich existieren zahlreiche Übergänge zu nährstoffärmeren Varianten bis hin zum Birken-reichen Erlenbruch (*Carici elongatae-Alnetum betuletosum*). Die östlichen Uferbereiche werden durch Grundwasser mit hohem Basengehalt charakterisiert und weisen z.T. eutrophe Verhältnisse auf. Solche Bedingungen sind besonders durch Schwarzerlenbestände (*Alnus glutinosa*) stabilisiert, welche sich positiv auf die Grundwasserbewegungen und Nährstoffakkumulationen auswirken. In Abhängigkeit von den mittleren Grundwasserständen lassen sich unterschiedliche Ausprägungen des Erlenbruchwaldes differenzieren (Abb. 12). Das Westufer des Großen Heiligen Meeres ist hinsichtlich des Baumbestandes sehr heterogen strukturiert. Neben angrenzenden Eichen-Birken-Wäldern hat sich lokal im Südwesten ein Birkenbruchwald vom Typ des *Betuletum pubescentis* etabliert, der im Nordwesten von Erlenbrüchern und Eichen-Birken-Wäldern abgelöst wird. Es wechseln hier sehr kleinräumig oligo-dystrophe mit meso-eutrophen Standortbedingungen, deren Milieudifferenzierungen weitgehend auf unterschiedliche Grundwassereinflüsse zurückgehen, an denen die Ufervegetation wesentlichen Anteil hat (vgl. HOFMANN 1995, NIEHAUS 1996, STORM 1996, HAGEMANN 1997, PUST et al. 1997, ROLFES 1998, SOLLE 1998).

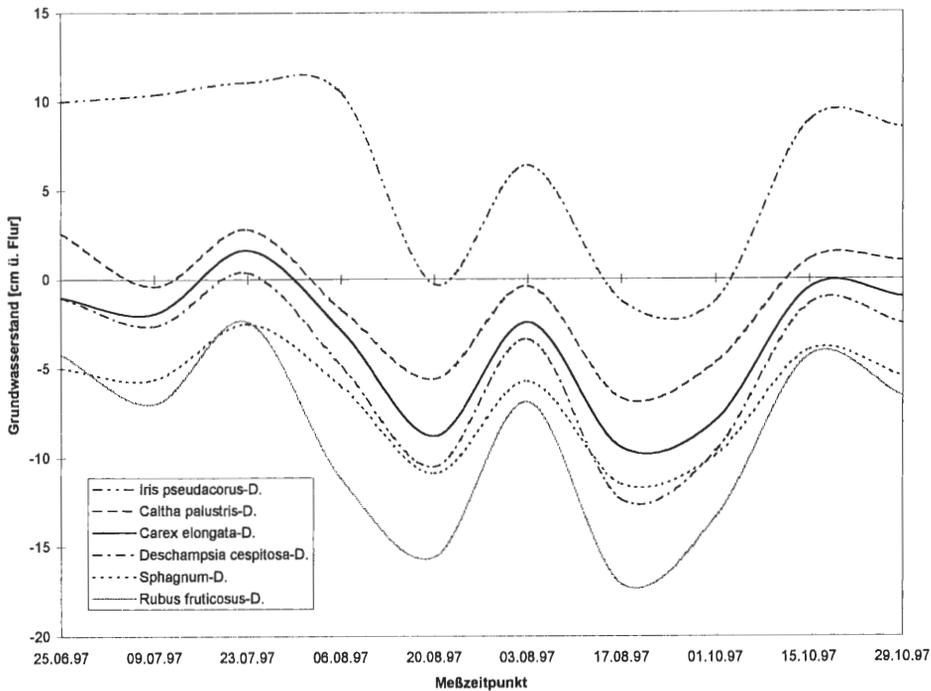


Abb. 12: Grundwasserganglinien im Erlenbruchwald am Ostufer des Großen Heiligen Meeres im Spätsommer und Herbst des Jahres 1997. Gemessen werden die Grundwasserstände in Peilrohren aus Kunststoff, die in den Bruchwaldtorf eingelassen sind. Die einzelnen Linien beschreiben die Grundwasserganglinien an verschiedenen Ausbildungen des Erlenbruchwaldes (z.B. *Iris pseudacorus*-D. = Dominanzbestände der Schwertlilie in stark wasserbedeckten Bereichen, u.s.w., vgl. Abb. 7).

Infolge solcher edaphischer Trophie-Differenzierungen unterscheidet sich auch die Ufervegetation am Großen Heiligen Meer fundamental: einem *Carici elongatae-Alnetum iridetosum* am Süd- und Ostufer steht das *Betuletum pubescentis* am Westufer gegenüber; beide zeigen eine beachtliche entgegengesetzte Trophie-Dimension (vgl. Abb. 11).

Besonders erstaunlich ist, daß die Torfmächtigkeit im Birkenbruch nur sehr gering ist gegenüber mehrere Meter mächtigen Torfschichten am Nordostufer. Eine derartige Polarität in der Trophie und in der Vegetation hat vor allem geogene, edaphische, aber auch anthropozoogene Ursachen.

4.1 Polare Systeme aus der geologischen Situation und der anthropozoogenen Nutzung

Das heutige Bild der Ufervegetation der Gewässer und ihrer Grundwasserlandschaft, besonders das hohe Maß an **Heterogenität innerhalb der Ufervegetation** des Großen Heiligen Meeres, ist obendrein Ausdruck historischer und aktueller Landnutzungen durch den Menschen. Jahrhunderte andauernde Heidewirtschaft und Holznutzung haben tiefgreifende Veränderungen in der Vegetation und auch innerhalb der Grundwasserlandschaft bewirkt (siehe POTT et al. 1996). Bis in das letzte Jahrhundert hinein waren die Ufer des Großen Heiligen Meeres abgeholzt (Abb. 13-21), weshalb dort über längere Auswaschungsphasen die Böden und das Grundwasser insgesamt nährstoffarm wurden. Noch heute bildet die Heidefläche im Westen des Großen Heiligen Meeres mit ihrer erhöhten Grundwasserneubildungsrate eine inselhafte Fläche mit phosphat- und basenarmem Grundwasser; ein Einfluß dieses nährstoffarmen Grundwassers in das Große Heilige Meer vermindert das Nährstoffangebot am Westufer. Am Süd- und Ostufer dringt dagegen von außen das durch Industrie und Landwirtschaft belastete, basenreiche Grundwasser ein und forciert dort die Eutrophierung besonders im Bereich des Litorals. Dies führt zu polaren Strukturen innerhalb der Ufervegetation - die ungewöhnliche Situation eines *Betuletum pubescentis* am Westufer und eines *Carici elongatae-Alnetum* am Ostufer ist gut somit erklärbar (Abb. 22).



Abb. 13: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1913; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 14: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1928; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 15: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1930; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 16: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1933; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 17: Blick vom Westufer des Großen Heiligen Meeres von 1935; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 18: Südwestufer vom Großen Heiligen Meer von 1954; Photoarchiv Westfälisches Museum für Naturkunde Münster.



Abb. 19: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1956 (Foto Prof. Dr. E. Burrichter).



Abb. 20: Westufer vom Großen Heiligen Meer von 1965 (Foto Prof. Dr. E. Burrichter).



Abb. 21: Westufer vom Großen Heiligen Meer von heute.

Durch die generelle großräumige Strömungsrichtung des tieferen Grundwassers von Südwest nach Nordost (LOTZE 1956) und eine obendrein kleinräumig differenzierte oberflächennahe Grundwasserlandschaft mit Grundwasser von unterschiedlicher Beschaffenheit innerhalb des Naturschutzgebietes ist also eine ungleichförmige Nährstoffversorgung der Ufervegetation am Großen Heiligen Meer gegeben, welche mit Hilfe von Messungen der elektrolytischen Leitfähigkeit⁷ leicht feststellbar ist. Nährstoffarmes, von den Heideflächen stammendes Grundwasser tritt lokal am Westufer auf; mit Seewasser gemischtes und daher nährstoffreicheres Grundwasser dominiert dagegen am Nordwest- und Nordostufer. Auch das vom See abströmende oberflächennahe Grundwasser weist im Abflußbereich des Großen Heiligen Meeres im Nordosten lokal innerhalb mächtiger Bruchwaldtorfe eine leicht erhöhte Leitfähigkeit von 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gegenüber dem Heidegrundwasser von ca. 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Es besitzt aber geringere Eisengehalte als das benachbarte Grundwasser im Süden des Großen Heiligen Meeres, das zudem noch durch eine hohe

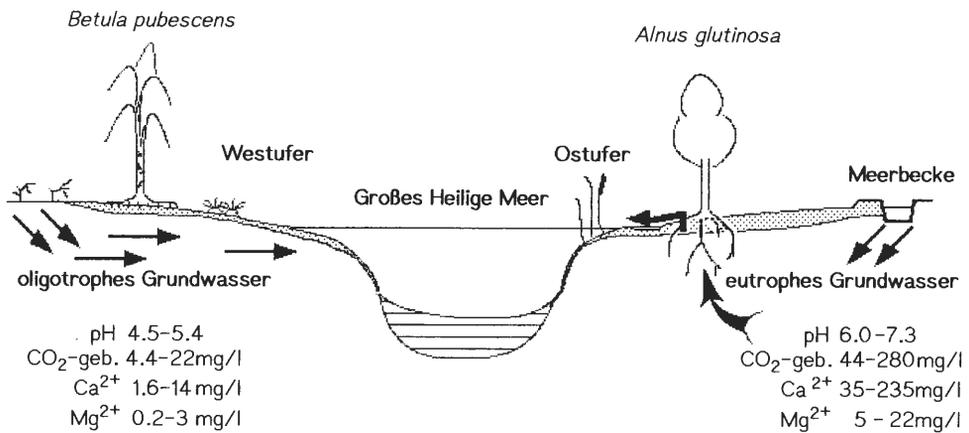


Abb. 22: Differenzierungen von grundwasservermittelten Stoffflüssen in Abhängigkeit von der Vegetation.

Von der Heide im Westen des Großen Heiligen Meeres strömt oligotrophes Grundwasser dem Westufer zu. Im Bereich des Birkenbruchs treten basenarme, oligo-dystrophe Standortbedingungen auf, und es kommt zur Akkumulation von Humin- und Fulvosäuren, die einen niedrigen pH-Wert stabilisieren. Aufgrund der flachen Bewurzelung von *Betula pubescens* fehlt ein Grundwasseraustausch; erst innerhalb der baumfreien Litoralzone kommt es zum Austausch von Grund- und Seewasser mit dys-mesotrophen Standortbedingungen. Die den Bruchwaldtorf durchbrechenden, tiefreichenden Wurzeln von *Alnus glutinosa* erleichtern den Grundwasseraustausch mit der Umgebung. Im Bultenbereich kommt es spontan zu Grundwasseraustritten. Der Stofffluß setzt sich ab hier z.T. oberirdisch fort. Durch den Erlenbruch werden nährstoff- und basenreiche Standortbedingungen stabilisiert; der pH-Wert liegt normalerweise im neutralen Bereich.

⁷ Mit Hilfe der Leitfähigkeitsmessung werden alle Ionen erfaßt. Die elektrolytische Leitfähigkeit ist nur dort zur Beurteilung des Nährstoffgehaltes geeignet, wo ein kalkarmer Untergrund besteht, z.B. innerhalb der Sandlandschaften Norddeutschlands. In Kalkgebieten können durch hohe Hydrogenkarbonatgehalte im Wasser auch bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen hohe Leitfähigkeiten gemessen werden. Da auch H^+ -Ionen in die Messung mit eingehen, läßt sich bei niedrigen pH-Werten (unter pH 4) der Wert der Leitfähigkeit zur Beurteilung des Nährstoffgehaltes entsprechend um den H^+ -Ionen-Anteil nach SJÖRS (1950) korrigieren. Da unsere Messungen selten zu pH-Werten von unter 4 führten und um einen besseren Vergleich unserer Werte mit älteren, nicht korrigierten Literaturangaben zu ermöglichen, haben wir auf eine Korrektur verzichtet.

Salzfracht und Leitfähigkeiten von zeitweise über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ beeinträchtigt wird. So ist es zu verstehen, daß die spontane Wiederbewaldung zu Beginn dieses Jahrhunderts entsprechende **Nährstoffdifferenzierungen** im Bereich der Ufervegetation und entsprechende Unterschiede in der Grundwasserdynamik zur Folge hatte. Der Nährstoffgehalt im Wasser des Großen Heiligen Meeres wurde dabei einerseits durch natürliche Nährstoffakkumulationen in Folge langdauernder Verlandungssukzessionen autochthon erhöht; heute steigt er aber auch allochthon durch Stoffeinträge aus der Umgebung, z.B. über die nährstoff- und salzbelastete Meerbecke, die bis Ende der 60er Jahre direkt in das Große Heilige Meer mündete und die bei Hochwasser bis heute noch zeitweise direkten Kontakt zum See aufnimmt und diesen dann im Osten durchfließt. Zudem ist auch das Grundwasser im Umfeld der Meerbecke, das besonders am Südufer des Großen Heiligen Meeres in den See eindringt, stark nährstoff- und salzbelastet.

Polare Strukturen, wie sie sich in der Ufervegetation des Großen Heiligen Meeres darstellen, sind daher nur im Zusammenwirken natürlicher und anthropozoogener, biotischer und abiotischer Umweltfaktoren erklärbar. Die dominanten Gehölzarten der beiden Pflanzengesellschaften, *Betula pubescens* und *Alnus glutinosa*, verhalten sich darüber hinaus vollkommen gegensätzlich hinsichtlich der Beeinflussung der Grundwasserdynamik. Während die Schwarzerle auf ständigen Basennachschub und bewegtes Grundwasser angewiesen ist und ein Aufsteigen des Grundwassers durch tiefreichendes Vertikalwurzelwerk fördert (vgl. KÖSTLER et al. 1968), vermeidet es die Moorbirke durch Ausbildung von flachen Tellerwurzeln den Grundwasserzustrom zu erhöhen und die sauren und basenarmen Milieubedingungen ihrer Standorte zu destabilisieren (vgl. PUST et al. 1997). Dort entstehen und persistieren eigenartige oligotroph-dystrophe Milieubedingungen, die natürlicherweise durch den Ionenaustausch von Torfmoosen der Gattung *Sphagnum* bedingt sind und die am Westufer des Großen Heiligen Meeres durch den Zustrom sauren und basenarmen Heidegrundwassers zusätzlich verstärkt werden. Beide Arten, *Alnus glutinosa* und *Betula pubescens*, stabilisieren somit auf natürliche Weise die Standortbedingungen ihrer jeweiligen typischen Gesellschaften; der Vegetation kommt dabei mit der Ausbreitung und Abgrenzung bestimmter Pflanzengesellschaften trotz großflächiger Nährstoffdepositionen durch die Landwirtschaft für die lokale Stabilisierung und Strukturierung von Standortfaktoren ein nicht unbedeutender Anteil zu (vgl. Kap. 6).

4.2 Aufbau des Litorals, Pelagials und Profundals

Die beiden größeren Seen des Naturschutzgebietes, der Erdfallsee mit einer Wassertiefe von 11.3 m und das Große Heilige Meer mit einer Wassertiefe von 10.5 m, besitzen jeweils ausgedehnte Freiwasserzonen, an die sich landwärts Schwimmblatt-, Röhrlichtzonen und Gehölzgürtel anschließen. Beide Seen lassen sich daher in **Pelagial** und **Litoral** gliedern. Die weiteren kleineren Stillgewässer des Naturschutzgebietes besitzen zu geringe Wassertiefen, um ein Pelagial auszubilden, weshalb die gesamten Gewässerböden aller benachbarten Heidekolke und Heideweiher von höheren Pflanzen besiedelt sind. Die Wassertiefe bestimmt zudem nicht nur das direkte Vorkommen höherer Pflanzen im Litoral und Pelagial, sondern sie hat auch eine große Bedeutung für den Stoffhaushalt. Tiefe Seen weisen bei uns über längere Zeiträume eine thermische Schichtung auf, die eine vollständige Durchmischung des Wasserkörpers und eine vollständige Verteilung der darin vorhandenen Nährstoffe verhindert. Nur bei Temperaturgleichheit innerhalb des Wasserkörpers (einheitliche Dichte) können vollständige Durchmischungen und entsprechend eine vollständige Verteilung der Wasserinhaltsstoffe während der **Holomixis** erfolgen. Diese wird durch Windeinwirkung ausgelöst und tritt im Frühjahr und im Herbst bei einer Wassertemperatur von 4°C (größte Dichte des Wassers) erleichtert auf. Bei anderen

Temperaturen lassen sich oft nur Teilzirkulationen beobachten, die sich innerhalb der oberen Wasserschichten abspielen und die auch durch Konvektionsströmungen ausgelöst werden können. Wir unterscheiden daher Phasen mit vollständiger Zirkulation (Holomixis) und Stagnationsphasen, die allenfalls eine Teilzirkulation aufweisen können. Während der **Stagnationsphase** im Sommer kommt die Durchmischung des Wassers im Pelagial durch thermische Schichtung partiell zum Erliegen; man unterscheidet in vertikaler Folge entsprechend der Temperaturverteilung dann das **Epilimnion** (oberflächennahe Schicht), das **Metalimnion** (Sprungschicht) und das **Hypolimnion** (Tiefenzone, vgl. Abb. 23). Es gibt dann lediglich im oberflächennahen Epilimnion, z.B. durch Windeinwirkung, eine Durchmischung in Form einer Teilzirkulation. Bei Eisbedeckung im Winter unterbleibt auch diese Durchmischung. Während der Stagnationsphasen führt normalerweise eine verstärkte Sedimentation zu einer Stoffabnahme innerhalb des Epilimnions und zu einer Stoffanreicherung im Bereich des Hypolimnions.

Den Kleingewässern fehlt ein solcher jahreszeitlicher Wechsel zwischen Stagnation und Holomixis; sie werden durch Windeinwirkung vollständig durchmischt. Das Große Heilige Meer hingegen besitzt ein dimiktisches Verhalten; es ist also durch zwei Stagnationsphasen mit Sommer- und Winterstagnation gekennzeichnet, die jeweils von zwei Phasen der Vollzirkulation, der Herbst- und Frühjahrsholomixis getrennt werden (Abb. 23). Solche regelhaften jahreszeitlichen Schichtungswechsel treten aber nicht mit gesetzmäßiger Periodizität auf; die beschriebene Dimixie ist also nicht obligatorisch, da auch Witterungsphänomene das miktische Verhalten der Seen beeinflussen können, wie wir später noch sehen werden.

Von Unterschieden der Stoffverteilungen in Abhängigkeit vom miktischen Verhalten der Stillgewässer ist vor allem die oberflächennahe Nährstoffversorgung der aquatischen Makrophyten und des Phytoplanktons abhängig. Der Sedimentationsprozeß innerhalb tiefer Seen führt generell zum Verlust von Pflanzennährstoffen im Epilimnion, der in Flachgewässern normalerweise so nicht auftritt. Zudem erfolgt im sauerstoffarmen Hypolimnion der tiefen nährstoffreichen Seen eine Reduktion des Stickstoffs, bei der ein Großteil als N_2 verloren geht. Der erhöhte Bestandsabfall innerhalb eutropher Seen führt im Hypolimnion während der Stagnationsphasen rasch zu einem vollständigen Verbrauch des Sauerstoffs durch mikrobielle Destruentenaktivität und damit zur Stickstoffreduktion, während im Hypolimnion oligotropher Seen stets gelöster Sauerstoff auftritt und der organische Bestandsabfall dabei nahezu vollständig oxidativ mineralisiert wird (vgl. Abb. 23). Die Verlandungsraten oligotropher Seen liegen daher beträchtlich niedriger als die der eutropher Seen. Abweichend hiervon kommt es innerhalb dystropher Gewässer aufgrund niedriger pH-Werte auch bei Anwesenheit von Sauerstoff am Gewässerboden nur zu einer unvollständigen und verlangsamten Mineralisation des Bestandsabfalls, weshalb dystrophe Gewässer trotz Nährstoffarmut und niedriger Biomassenproduktion relativ rasch verlanden.

Flachwasser-Bereiche werden normalerweise durch Windeinwirkung stets vollständig durchmischt, so daß die im Wasser gelösten Stoffe insgesamt gut verteilt werden und sich nur der gröbere Bestandsabfall am Gewässerboden absetzt. Dort wird er mit Ausnahme dystropher Gewässer zum großen Teil mineralisiert. In natürlichen Seen können im Litoral deshalb Unterschiede in der Nährstoffversorgung von Pflanzen gegenüber dem Pelagial auftreten, da besonders im Flachwasser von Sandbänken und an seichten Uferzonen der sedimentierte Bestandsabfall auch während der Stagnationsphasen pflanzenverfügbar bleibt und somit als Grundlage für die Nährstoffanlieferung dienen kann. Während der Holomixis kommt es hier dann oftmals zu Anreicherungen von Pflanzennährstoffen, beispielsweise in Form von ausgefälltem Eisenphosphat, welches unter reduzierenden Bedingungen Phosphat freisetzen kann. Aber auch Stoffe aus der Umgebung, die z.B. aus angrenzenden Bruchwäldern über das Sickerwasser und Grundwasser dem See zugeführt

werden, können die Konzentration von Pflanzennährstoffen am Ufer lokal erhöhen. Das Litoral zeigt daher in nährstoffreicheren Seen lokal oder punktuell höhere Trophiestufen als das benachbarte Pelagial.

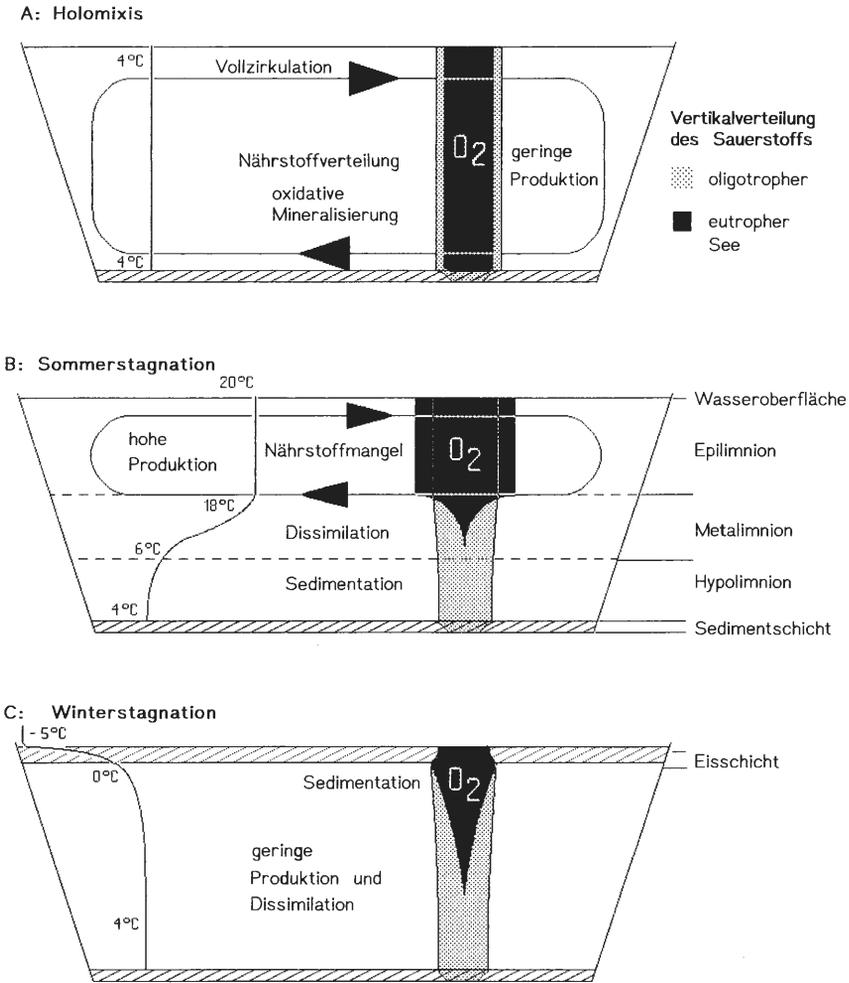


Abb. 23: Produktion, Stoffverteilung, Sauerstoff- und Temperaturgradienten in Abhängigkeit von den Phasen Stagnation und Zirkulation oligotropher bzw. eutropher Seen.

A: Holomixis. Während dieser Phase wird der gesamte Wasserkörper bewegt; wir sprechen dann auch von Vollzirkulation. Sauerstoff und andere Wasserinhaltsstoffe werden gleichmäßig verteilt; der Bestandsabfall wird oxidativ mineralisiert. Der Sauerstoffgehalt liegt meist nahe der Sättigung (z.B. Erdfallsee: 95-100%); eutrophe Seen mit einem hohen Gehalt an Reduktionsäquivalenten können geringfügig niedrigere Sauerstoffwerte aufweisen (z.B. Großes Heiliges Meer: 80-90%). Holomixis tritt in unseren Breiten im Herbst und im Frühjahr bei einer Wassertemperatur von 4°C auf; die Seen verhalten sich hier dimiktisch. Die Mixisphasen sind witterungsabhängig; ihre Dauer kann von Jahr zu Jahr entsprechend variieren (vgl. auch Abb. 27).

B: Sommerstagnation. Erwärmungen der oberen Wasserschichten durch sommerliche Sonneneinstrahlung führen zur Ausbildung eines Dichtegradienten im Wasserkörper, der die vertikale Wasserbewegung erschwert. Bei Weineinwirkung wird nur noch der obere Teil des Wasserkörpers durchmischt. Es lassen sich während dieser Phase in vertikaler

Neben dem Verlust an pflanzenverwertbarem Stickstoff im Hypolimnion kommt es auch im Epilimnion besonders während der Sommerstagnation zu einem kontinuierlichen Verbrauch an Pflanzennährstoffen durch die planktische Phytomasse, deren Dichte mit steigender Trophie zunimmt. So kann innerhalb nährstoffreicher Seen bereits im Frühsommer ein nahezu vollständiger Abbau von Stickstoff und Phosphor im Epilimnion beobachtet werden, während innerhalb oligotropher Seen diese Stoffe über längere Zeit pflanzenverfügbar bleiben. Die verschiedenen Nährstoffamplituden und ihr jeweiliger zeitlicher Verlauf sind daher sehr gut geeignet, die Trophie miktischer Gewässer zu beurteilen. Hierbei muß jedoch beachtet werden, daß punktuelle Witterungsbedingungen und allochthone Stoffeinträge entsprechende Veränderungen der Nährstoffamplituden verursachen können. Aufgrund der eng benachbarten Lage vom in Teilen noch oligotrophen Erdfallsee und dem meso-eutrophen Großen Heiligen Meer ist ein direkter Vergleich ihrer Nährstoffgänge bei ähnlichen Witterungsbedingungen möglich (Abb. 24). Auch die Nährstoffbedingungen innerhalb der Litoralzonen können von denen des Pelagials abweichen und entsprechend erheblich differenziertere Bilder abgeben. Deshalb müssen zur sicheren Beurteilung einzelner Gewässerabschnitte stets zahlreiche Parameter zur Absicherung der lokalen Trophiebedingungen herangezogen werden. Auch ist es wichtig, daß das Zeitintervall zwischen den Untersuchungen nicht zu groß gewählt wird und Witterungseinflüsse berücksichtigt werden, wie unsere Untersuchungen zeigen. So können die Wechsel zwischen Stagnation und Holomixis in sehr kurzer Zeit erfolgen. Gerade Phasen solcher Wechsel sind aber besonders gut geeignet, Stoffflüsse zu differenzieren. Neben der windinduzierten Zirkulation treten beispielsweise auch durch Konvektion hervorgerufene Wasserbewegungen auf, die vor Einsetzen der Wintervollzirkulation gut zu erfassen sind. Nächtliche Abkühlungen des oberflächennahen Wassers führen zu einer Dichteerhöhung und zu einem Absinken dieser Wassermassen. Vor allem innerhalb der Litoralzonen können konvektionsbedingte Strömungen zu allochthonen Stoffeinträgen führen, da hier Temperaturänderungen rascher erfolgen als im Pelagial. Für das Große Heilige Meer sind vor allem Sickerwässer aus der Bruchwaldregion des Süd- und Ostufers von Bedeutung, die z.B. nach herbstlicher Abkühlung durch Konvektionsströmungen Stoffe entlang des Profundals vom Litoral ins Hypolimnion gelangen lassen (vgl. Abb. 25A). Auch während der Sommerstagnation sind entsprechende Konvektionsströmungen zu erwarten. Die Grundwassertemperatur liegt dann normalerweise unterhalb der Temperatur des Pelagi-

Folge unterscheiden: Epilimnion (mit Teilzirkulation), Metalimnion oder auch Sprungschicht (mit steilem Temperatursprung, ohne Zirkulation) und Hypolimnion (Tiefenzone, ebenfalls ohne Zirkulation). Während oligotrophe Seen Sauerstoff bis zum Gewässerboden aufweisen und bei ihnen der Bestandsabfall weiterhin oxidativ mineralisiert wird, kann es im Hypolimnion eutropher Seen aufgrund eines erhöhten Bestandsabfalls zu hohen Sauerstoffzehrungen und zu anaeroben Bedingungen kommen, trotz hoher Produktion und Sauerstoffübersättigungen im Epilimnion (Großes Heiliges Meer: 120-150%). Die Freisetzung von Metallionen und von Phosphat aus den Sedimenten und die Reduktion von Stickstoff und Schwefel sind Folge dieser Milieubedingungen.

C: Winterstagnation. Sinkt die Wassertemperatur an der Gewässeroberfläche unter 4°C, kommt es ebenfalls zu einer thermischen Schichtung des Wasserkörpers; bei Eisbildung unterbleibt dann auch die Teilzirkulation. Da die Produktion zu dieser Jahreszeit vermindert und bei Eisgang der Sauerstoffeintrag aus der Atmosphäre behindert ist, lassen sich im eutrophen See und im verminderten Maß auch im oligotrophen See Sauerstoffdefizite feststellen. Aufgrund des verringerten Bestandsabfalls und der hierdurch bedingten geringeren Dissimilation kommt im Winter der Sauerstoff im eutrophen Seen noch in tieferen Wasserschichten als im Sommer vor.

als, aber oberhalb der Temperatur des Hypolimnions. Eine allochthone Stoffanreicherung ist dann innerhalb der Sprungschicht zu erwarten (vgl. Abb. 25B u. 26). Künftige Untersuchungen werden sich besonders mit der Differenzierung solcher Stoffflüsse und ihrer jahreszeitlichen Änderungen befassen müssen.

Die oben ausgeführten Betrachtungen verdeutlichen, daß leicht ein falsches Bild entstehen kann, wenn man versucht, einen See mit nur einer Trophiestufe zu charakterisieren und wenn dabei auf die Untersuchung der oben beschriebenen seentypischen Differenzierungen verzichtet wird. So ist aus methodischer Sicht für die vegetationsökologische Untersuchung von Stillgewässern - besonders bei größeren Seen - die Differenzierung von Pelagial und Litoral stets zu berücksichtigen; dies gilt nicht nur für die Erfassung der pflanzlichen Besiedler (z.B. planktische Formen des Pelagials - Litoralbewohner), sondern, wie wir bereits gesehen haben, im hohen Maß auch für die Untersuchung des Stoffhaushaltes, insbesondere der Nährstoffversorgung von Pflanzen, die im Pelagial und Litoral von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst werden kann.

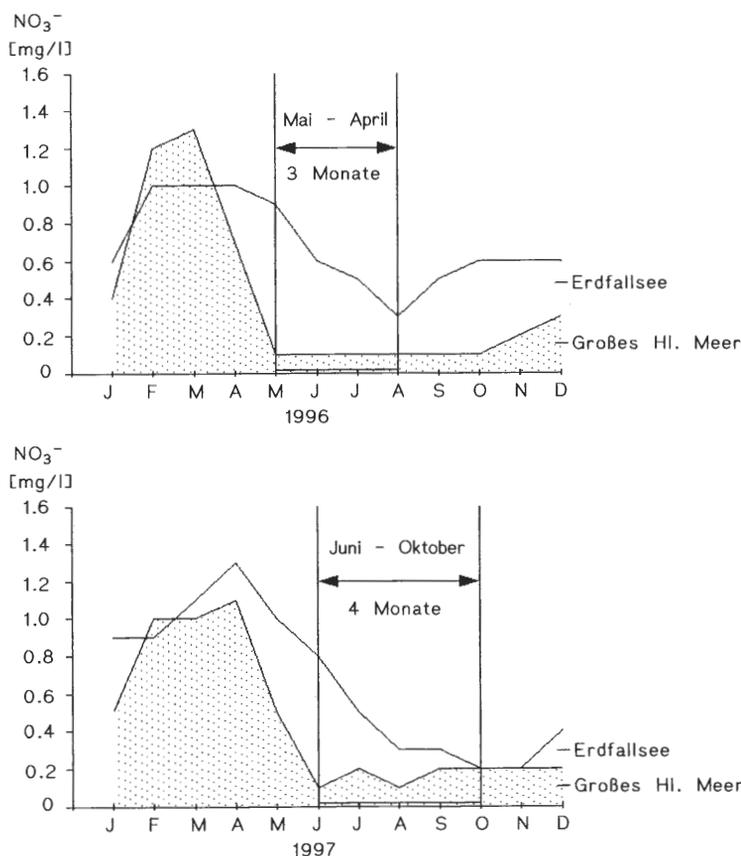


Abb. 24: Differenz der Nitratzehrung im Epilimnion von Erdfallsee und Großem Heiligen Meer 1996 und 1997.

Die Intensität der Primärproduktion bestimmt die Geschwindigkeit der Nitratzehrung. Diese ist abhängig von der Trophie und in gewissem Maß auch von der Witterung. Die Nitratzehrung beginnt ab Ende März bis Anfang Mai im Pelagial des Großen Heiligen Meeres, ähnlich wie im Pelagial des Erdfallsees; sie ist im meso-eutrophen Großen Heiligen Meer jedoch 3-4 Monate vor der des oligo-mesotrophen Erdfallsees abgeschlossen.

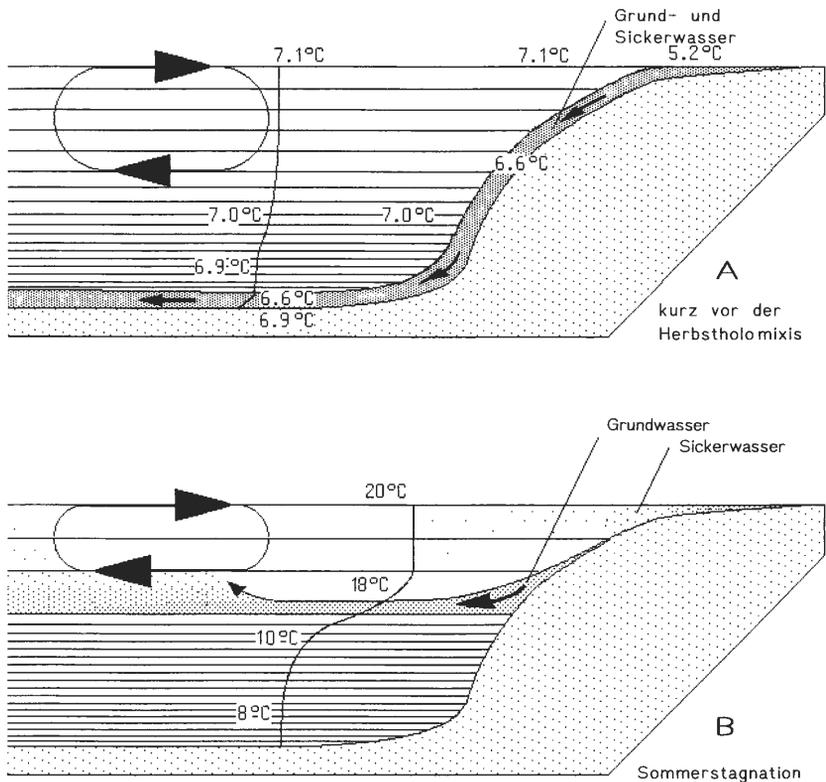


Abb. 25: Modell der Grund- und Sickerwasserströme in Abhängigkeit von der Jahreszeit.

A: Während der herbstlichen Abkühlphasen erfahren die Litoralzonen gegenüber dem in Teilzirkulation befindlichen Pelagial eine stärkere Abkühlung und es kommt zum Abfließen der im Litoral abgekühlten Wassermassen zusammen mit Grundwasseranteilen in tiefere Seeschichten entlang des Seegrundes. Die Folge ist ein Stofftransport entlang des Seegrundes und eine Abkühlung innerhalb des Hypolimnions noch vor Einsetzen der Holomixis.

B: Während der Sommerstagnation hat sich eine Sprungschicht ausgebildet, die zu einer Trennung des wärmeren epilimnischen Wassers vom kälteren und schwereren hypolimnischen Wasser führt. Warmes Sickerwasser aus der Litoralregion wird sogleich mit dem Epilimnion vermischt. Das zwischen 10 und 15°C temperierte Grundwasser sinkt bei dessen Eintritt in den Seekörper ab, vermag aber die Sprungschicht nicht zu durchbrechen, da die Dichte des hypolimnischen Wassers aufgrund seiner niedrigen Temperatur höher als die des Grundwassers ist. Es erfolgt eine Vermischung des Grundwassers an der Sprungschicht mit dem Epilimnion; die Anreicherung von grundwassertypischen Reduktionsäquivalenten im Epi- und Metalimnion ist die Folge (vgl. auch Abb. 26).

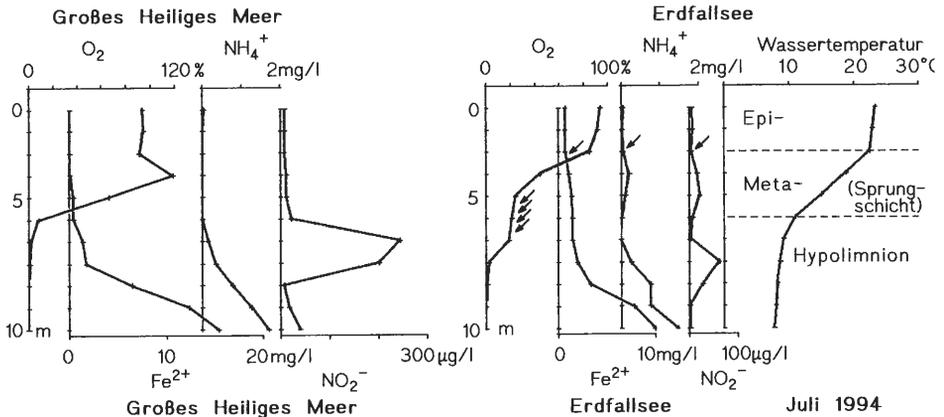


Abb. 26: Vertikalprofile von Sauerstoffsättigung, Eisen-, Ammonium- und Nitritkonzentration im Pelagial des Großen Heiligen Meeres und des Erdfallsees; dieser zusätzlich mit Temperaturprofil.

Die Sauerstoffsättigung nimmt im Großen Heiligen Meer ab 7m Wassertiefe kontinuierlich ab und erreicht bei 7m 0% Sättigung. Beim Erdfallsee sinkt die Sauerstoffsättigung bereits nach Erreichen der Sprungschicht bei 3m Wassertiefe auf 25% ab und verharrt auf diesem Wert bis in eine Tiefe von 7m (mit Pfeilen markierter Bereich), sinkt dann weiter und erreicht bei 9m Wassertiefe 0% Sauerstoffsättigung. Das Plateau von 30% Sauerstoffsättigung zwischen 5-7m im Erdfallsee liefert einen Hinweis auf den Zustrom sauerstoffarmen und an reduzierten Verbindungen reichen Grundwassers im Bereich der Sprungschicht, der zu einer Sauerstoffabnahme ab 3m Wassertiefe führt. Mit der Sauerstoffabnahme ist in 3m Wassertiefe eine deutliche Zunahme reduzierter Eisenverbindungen feststellbar, ebenso eine Zunahme von Ammonium und Nitrit (Markierung durch Pfeile), Verbindungen, die im Grundwasser am Südufer des Erdfallsees mit Ausnahme von Nitrit erhöht auftreten. Das Nitrit kann möglicherweise erst im Erdfallsee selbst aus dem Ammonium des Grundwassers gebildet werden; ein zweites Nitritmaximum, das durch Nitratabbau gebildet wird und nicht auf Grundwassereinfluß zurückgeht, erscheint zusammen mit einem weiteren Ammoniumanstieg, ähnlich wie im Pelagial des Großen Heiligen Meeres, ab 7m Wassertiefe.

4.3 Dimiktische Situation mit Stagnation und Zirkulation

Die Phasenwechsel zwischen Stagnation und Holomixis erfolgen beim Großen Heiligen Meer weitgehend regelmäßig: In der Regel beginnt die Sommerstagnation Ende März bis Anfang April jeden Jahres. Sie reicht meist bis in den Oktober hinein und wird dann von der Herbstholomixis abgelöst. Die Wassertemperatur liegt zu Beginn der Holomixis meist zwischen 6 und 8°C. Eine ausgeprägte Winterstagnation mit Eisbildung erfolgt nicht in jedem Jahr, weshalb in Jahren mit witterungsbedingten warmen Wintern die Seen sich oftmals monomiktisch verhalten und die Holomixis dann über den Winter bis in das Frühjahr fortbesteht. Die Zeiträume von Stagnation und Holomixis sind dann annähernd gleich. In Folge kalter Winter kann es aber zu einer massiven Eisbedeckung mit einer ausgeprägten Winterstagnation kommen, die oft bis weit in das Frühjahr hinein erhalten bleibt. Nach dem Abtauen des Eises entsteht dann durch die sommerliche Erwärmung rasch eine Temperaturschichtung und die Frühjahrsholomixis kann in solchen Jahren sehr kurz ausfallen (Abb. 27). Es gibt also zwischen den rein monomiktischen und den rein dimiktischen Zirkulationsverhalten in den natürlichen tiefen Seen Nordwestdeutschlands offenbar witterungsbedingte Abänderungen und Vermischungen, wie es die Beobachtungen am Großen Heiligen Meer zeigen. Ein dimiktisches Verhalten mit Herbst- und Früh-

jahrsholomixis sowie Sommer- und Winterstagnation sind eher die Ausnahme, die oben geschilderten Abweichungen eher die Regel. Auch sind die Phasen von Holomixis und Stagnation keineswegs zeitlich äquivalent; die Dauer der Stagnationsphasen überwiegt bei weitem die Dauer der Holomixisphasen (vgl. Abb. 27).

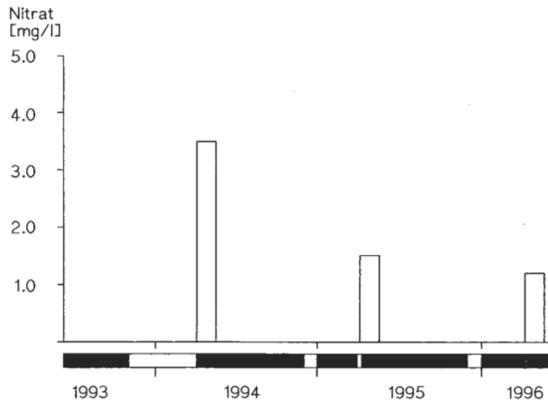


Abb. 27: Abhängigkeit des Nitratgehaltes zu Beginn der Vegetationsperiode vom Phasenverhältnis zwischen Vollzirkulation und Stagnation im Epilimnion des Großen Heiligen Meeres von 1993 bis 1996.

Der milde Winter 1993/94 führte zum Ausfall der Winterstagnation, weshalb die der Vegetationsperiode von 1994 vorausgehende verlängerte Holomixis zu einer erhöhten Bereitstellung von Nitrat infolge einer länger andauernden oxidativen Mineralisation führte. Die Winter 1994/95 und 1995/96 bewirkten durch länger anhaltende Frostperioden eine drastische Verkürzung der Frühjahrsvollzirkulation und führten damit zu einer verringerten Nitratbereitstellung.

Von der Mixisform bestimmt und entsprechend witterungsabhängig verhält sich auch die Nährstoffversorgung der Pflanzen. Während einer langandauernden Holomixis in warmen Wintern werden größere Mengen des Bestandsabfalls oxidativ mineralisiert, da über eine längere Zeit Sauerstoff bis zum Seegrund vorhanden ist; die Nährstoffe werden während dieser Phase innerhalb des Wasserkörpers gut verteilt. Im Verlauf kalter Winter wird die Herbstholomixis verkürzt und bei starker Eisbildung ist die FrühjahrsHolomixis oftmals gar nicht ausgeprägt. Die Phase des reduktiven Stickstoffabbaus kann in solchen Jahren im Großen Heiligen Meer verlängert und - damit verbunden - kann die Mineralisierungsrate vermindert sein. Dies führt dazu, daß den Pflanzen anschließend zu Beginn der Vegetationsperiode im Epilimnion erheblich weniger Nährstoffe zur Verfügung stehen, welche dann auch rascher verbraucht werden, als dies in Jahren mit warmen Wintern der Fall ist. So war besonders der Nitratgehalt im Epilimnion des Großen Heiligen Meeres nach den relativ warmen Wintern von 1993/94 u. 1994/95 mit 3-4 mg/l gegenüber 1995/96 u. 1996/97 mit 1.5-1.0 mg/l deutlich erhöht (vgl. Abb. 27). Dieser witterungsbedingte Wechsel zwischen monomiktischem und dimiktischem Verhalten nimmt daher einen nicht unbedeutenden Einfluß auf das Trophiegeschehen im Pelagial des Sees.

Die seit 1994 durchgeführten physikochemischen Untersuchungen zur Beschaffenheit des Pelagials des Großen Heiligen Meeres an 5 Bojen belegen für jede Boje eine individuelle Differenzierung der Vertikalprofile in Abhängigkeit von der Wassertiefe und von der Beschaffenheit des Profundals. Die höchsten Stoffkonzentrationen (z.B. von Hydrogenkarbonat, Ammonium und Eisen) treten an der mittig positionierten Boje auf, wo es mit ca. 8m besonders mächtige Gytjaablagerungen gibt. So wird dort während der Sommerstagnation eine Leitfähigkeit von 840 µS/cm innerhalb der Gytja und eine Leitfähig-

keit von 490 $\mu\text{S}/\text{cm}$ direkt oberhalb der Gytja in 10m Tiefe gemessen; an der Boje am Südufer bei geringmächtiger Gytja (wenige dm) treten dagegen in 6m Tiefe Werte von 543 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und direkt oberhalb Werte von 290 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf. Werden die Meßreihen jedoch von den Profundaldaten bereinigt (Profundal und der 1. Meter darüber), so ergeben sich zwischen den einzelnen Bojen keine Unterschiede hinsichtlich des Chemismus, bzw. sie liegen im Bereich der Meßgenauigkeit. Innerhalb der Litoralregion lassen sich aber aufgrund der bereits genannten lokalen bzw. punktuellen Trophieunterschiede kleinräumige physikochemische Differenzierungen durchführen, die z.T. auf allochthone Stoffeinträge zurückgehen und die auch lokal oder punktuell abgrenzbar sind. Stellenweise sind sie aber obendrein durch die Ufervegetation modifiziert, wie das Beispiel der von *Alnus glutinosa* dominierten Schwarzerlenbruchwälder gezeigt hat. Untersuchungen hierzu wurden im Litoral des Großen Heiligen Meeres erstmals 1996 durchgeführt; dabei wurden die Methoden der Probeentnahme an die pedologischen Gegebenheiten angepaßt. Von den ersten Ergebnissen soll hier zusätzlich berichtet werden (vgl. auch Kap. 6).

4.4 Indikatorparameter für allochthone Stoffeinträge

Die vorgefundenen physikochemischen Differenzierungen des Litorals am Großen Heiligen Meer nehmen mit zunehmendem Abstand vom freien Wasserkörper an Deutlichkeit zu und lassen sich mit Hilfe der elektrolytischen Leitfähigkeit leicht erfassen. Primär sind hierfür allochthone Stoffeinträge aus dem Grund- und Sickerwasser verantwortlich, die nun näher beschrieben werden sollen: Das aus südlicher Richtung in das Naturschutzgebiet einströmende Grundwasser weist neben Stickstoff- und Phosphatfrachten aus Drainagewässern von landwirtschaftlichen Nutzflächen der näheren Umgebung auch stark erhöhte Salzfrachten auf, die von der Meerbecke herangeführt werden und vom Bach aus in das Grundwasser übertreten. An der Südgrenze des Naturschutzgebietes und im Bereich der Meerbecke wird die **Leitfähigkeit** durch den Sulfat- und Chloridgehalt bestimmt, der natürlicherweise innerhalb der sandigen Ablagerungen in nur geringen Konzentrationen auftritt, am Süd- und Ostufer aber anthropogen erhöht ist (PUST 1993). Der **Sulfat**gehalt des Pelagials vom Großen Heiligen Meer liegt bei ca. 35 mg/l, der des benachbarten Heidegrundwassers bei ca. 10 mg/l und niedriger. Die durch die Meerbecke beeinflussten Grundwasserbereiche erreichen immerhin noch mehrere 100 mg/l. Im Wasser der Meerbecke liegen die Sulfatgehalte zeitweise noch beträchtlich höher und erreichen mehrere g/l. Die Leitfähigkeit der Meerbecke erreichte an den Einleitungsstellen im Sommer 1997 sogar Werte von über 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und verringerte sich entlang der Fließstrecke bis zur Ostgrenze des Naturschutzgebietes nur auf 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (zur Entwicklung der Stofffracht im Wasser der Meerbecke vgl. auch POTT et al. 1996 und PUST et al. 1997).

Erhöhte Sulfatgehalte können im Naturschutzgebiet daher als Indikator für allochthone Stoffeinträge herangezogen werden; es sind vorwiegend Stoffe, die primär aus den bekannten Industrieabwässern stammen. Begleitet werden diese Sulfatfrachten z.B. von erhöhten Chloridgehalten, die innerhalb der Größenordnung der Sulfatgehalte liegen; aber auch Schwermetallionen treten seit Jahren als Begleiter auf.

Das Westufer des Großen Heiligen Meeres wird - wie bereits gesagt - lokal ebenfalls durch allochthone Stoffeinträge beeinflusst; hier kann als Indikator ein erhöhter **Chlorid**gehalt angesehen werden, der nicht von hohen Sulfatgehalten begleitet wird und nicht von den Frachten der Meerbecke stammt, sondern aus Streusalzen von der Landstraße L504 hervorgeht und daher ebenfalls anthropogen auftritt. Eine zusätzliche Differenzierung weist das Westufer durch Eintritte ionenarmen Grund- und Sickerwassers aus der angrenzenden Heidefläche auf, von denen bereits oben berichtet wurde; hier kann als Indikator

ein **erniedrigter pH-Wert** dienen, der den Zustrom sauren Heidegrundwassers von basenreichen Zuströmen abgrenzen läßt (vgl. Abb. 10).

Allen diesen Indikatorparametern ist generell gemein, daß sie anthropogene Einflüsse anzeigen, wie z.B. Industrieabwässer, Salzbelastungen aus dem Straßenverkehr und Basenverlust durch Heidewirtschaft. Dem steht der Gehalt an **Hydrogenkarbonat** als Indikator sukzessionsbedingter Stoffakkumulation gegenüber. Mit zunehmendem Alter von Gewässern innerhalb pleistozäner Sande steigt im Zuge der natürlichen Gewässereutrophierung normalerweise der Gehalt an Kalziumhydrogenkarbonat an. Hiermit verbunden sind eine Erhöhung des Kohlensäurepuffersystems und eine Stabilisierung des pH-Wertes im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Unter diesen Milieubedingungen läuft die Mineralisation des Bestandsabfalls weitgehend vollständig ab. Zusammen mit dem Gehalt an Hydrogenkarbonat steigen daher auch die Werte der die Trophie bestimmenden Parameter wie Stickstoff- und Phosphatgehalt im Zusammenhang mit natürlichen Sukzessionsvorgängen. Dies ist unter anderem ein entscheidender Grund dafür, daß als Summenparameter für die Trophie von Gewässern der Sandlandschaften die Leitfähigkeit herangezogen werden kann, die hier im Verlauf natürlicher Eutrophierungsprozesse allgemein ansteigt. Im anthropogenen Umfeld jedoch, wie z.B. innerhalb des Einflußbereiches der Meerbecke mit ihren hohen Salzfrachten, lassen sich über die Leitfähigkeit keine Kenntnisse über die Trophie gewinnen.

Vor Ort ist deshalb zwischen autochthonen Stoffakkumulationen und allochthonen Stoffeinträgen zu differenzieren, denn **Stickstoff-** und **Phosphorverbindungen** treten, wie wir eingangs festgestellt haben, heute ebenfalls zunehmend anthropogen erhöht in vielen Gewässern auf, die durch die landwirtschaftliche Nutzung, durch häusliche Abwässer, durch luftbürtigen Stickstoff, aber auch zunehmend durch Verbrennung fossiler Energieträger eingebracht werden. Es gibt jedoch keinen präzisen Indikatorwert für diese allochthonen Stoffeinträge, da die Zunahme von Nährstoffen auch über natürliche Vorgänge bis hin zu eutrophen Verhältnissen erfolgt und das Vorhandensein von Trophieparametern zudem einen hohen Stellenwert innerhalb aquatischer Ökosysteme besitzt. Nur die Herkunftsanalysen helfen hier bei der Beurteilung der auftretenden Nährstoffe. Die Grundfrachten und die Eintragssummen müssen deshalb über längere Zeiträume gemessen werden. Ihre standörtliche Beurteilung muß stets im Zusammenhang mit der Ufervegetation und anderen physikochemischen Parametern unter Berücksichtigung der Relationen ihrer Stoffkonzentrationen erfolgen, wie es bereits POTT (1983) ausführt. Anthropogene Einflüsse und Stoffeinträge werden daher meist durch stark von den natürlichen Verhältnissen abweichende Relationen indiziert, z.B. durch das Vorhandensein einer Ufervegetation, die eine niedrigere Trophiestufe anzeigt, als die sich aus den physikochemischen Parametern ergebende Stufe. Auch Entkopplungen natürlicherweise eng verbundener hydrochemisch-physikalischer Parameter weisen auf anthropogene Stoffeinträge hin, wie z.B. die Entkopplung des Gehaltes an Hydrogenkarbonat und der Leitfähigkeit in Gewässern von Sandlandschaften (vgl. PUST et al. 1997).

Parameter, die keine direkte alleinige Indikatorfunktion besitzen, treten häufig in Begleitung mit bestimmten anderen Indikatorparametern auf und können so für eine schärfere Aussage bei der Beurteilung eines Gewässers mit herangezogen werden, z.B. bei der Feststellung der Herkunft bestimmter Wasserinhaltsstoffe. Hierzu gehören verschiedenste **Metallionen** - für das Naturschutzgebiet Heiliges Meer sind hier besonders **Eisen**, **Mangan** und **Zink** zu nennen, die im Grundwasser und in Fließgewässern, aber auch in den herangeführten Industrieabwässern auftreten. Auch die **Erdalkalitionen Kalzium** und **Magnesium** und besonders ihr Konzentrationsverhältnis sind bei der Beurteilung der Gewässerbeschaffenheit von großer Wichtigkeit, wie es auch HÜTTER (1994) ausführt. Stoffeinträge aus der Landwirtschaft werden darüber hinaus häufig durch einen erhöhten

Magnesiumgehalt gekennzeichnet. Das **Kalzium-Magnesium**-Verhältnis sollte daher bei der Beurteilung von Eutrophierungsparametern stets mit herangezogen werden, um schärfere Aussagen über die Herkunft von Stickstoff- und Phosphatbelastungen treffen zu können. Auch erhöhte **Kalium**konzentrationen treten in Verbindung mit landwirtschaftlichen Stoffeinträgen auf; sie können im Zusammenhang mit erhöhten **Natrium-** und **Chlorid**-werten ebenfalls regelmäßige oder episodische Salzbelastungen anzeigen. Hier kann z.B. der Natriumgehalt zur Differenzierung verschiedener möglicher Eintragsquellen herangezogen werden. Ein erhöhter **Kaliumpermanganatverbrauch** ist weiterhin oft ein deutlicher Hinweis auf Gewässerverschmutzung, z.B. durch Abwassereinleitung, vor allem bei Anwesenheit höherer **Nitrit**konzentrationen. Innerhalb dystropher Gewässer können solche Verhältnisse aber auch natürlich sein, wobei durch autogene Akkumulationen hochmolekularer organischer Kohlenstoffverbindungen der Kaliumpermanganatverbrauch stets erhöht ist. Schließlich können mit Hilfe von **Oxidationsstufen** bestimmter Elemente konkrete Aussagen präzisiert werden, z.B. bei der Beurteilung der Herkunft von Stickstoffverbindungen.

Die Aussagen einzelner physikochemischer Parameter für die Zustandsbeurteilung von Gewässern sind, wie oben dargestellt, keineswegs immer eindeutig. Ihr Gesamt-Indikatorwert wird zudem vom Gewässertyp, vom geologischen Untergrund des jeweiligen Gebietes, von der Form des Stoffeintrages sowie von den Eintragsquellen, von der Vegetation und vom zeitlichen Ablauf der Gewässerdynamik insgesamt bestimmt. Einzelmessungen in solchen Faktorenkomplexen sowie die Untersuchung einzelner Parameter besitzen daher keine oder nur eine geringe Aussagekraft. Es ist für die Gewässerbeurteilung deshalb unbedingt erforderlich, für verschiedene Gebiete jeweils über längere Meßreihen hinweg - mindestens über mehrere Vegetationsperioden - alle relevanten Indikatorparameter zu erarbeiten und ihre Beziehungen zueinander und Wechselwirkungen mit weiteren Parametern aufzuzeigen, um das Komplexgeschehen im und am Wasser sicher beurteilen zu können.

5. Sukzessionen am Großen Heiligen Meer

Sukzessionsbedingte Veränderungen der Gewässer im Naturschutzgebiet Heiliges Meer lassen sich mit Hilfe der Leitfähigkeit leicht nachweisen; so ist z.B. mit zunehmendem Alter der Gewässer eine Zunahme der Leitfähigkeit innerhalb des Pelagials vom Erdfallsee (Alter: 84 Jahre), Großem Heiligen Meer (ca. 1000 Jahre) und Kleinem Heiligen Meer (ca. 2000 Jahre) feststellbar (vgl. Abb. 28). Eine Aussage darüber, inwieweit die Zunahme der Leitfähigkeit durch eine natürliche Sukzession erfolgte bzw. mit welchem Anteil anthropogene Stoffeinträge hieran beteiligt sind, kann durch diese Meßergebnisse jedoch nicht gegeben werden. Die polaren Differenzierungen innerhalb der Litoralzonen einunddesselben Gewässers, z.B. zwischen dem Ost- und dem Westufer des Großen Heiligen Meeres, sind mit der Nutzung der Landschaft durch den Menschen eng gekoppelt (s.o.), weshalb wir auch nicht davon ausgehen können, daß die oben dargestellten Leitfähigkeitsunterschiede zwischen verschiedenen Gewässern nur auf natürlichen Vorgängen beruhen. Vielmehr muß davon ausgegangen werden, daß mindestens seit dem frühen Mittelalter der Mensch auf die Gewässerentwicklung im heutigen Schutzgebiet und darüber hinaus Einfluß genommen hat und daß besonders im heutigen Einfluß der Wirkungsfelder der modernen Landwirtschaft gravierende Änderungen im Stoffhaushalt der Gewässer auftreten, die demnach auch auf einer sehr kurzen Entwicklungsgeschichte beruhen. Wir werden auch sehen, daß die neuzeitliche Weidewirtschaft und Holznutzung im vorletzten Jahrhundert auf die jüngere Sukzession, besonders auf die der Ufervegetation, entscheidenden Einfluß genommen haben. Einschneidende Veränderungen innerhalb terre-

strischer Ökosysteme waren Folge der Vegetationsveränderungen, die sich aus der Landschaftsnutzung ergaben und deren Wirkungen sich auch auf den Stofftransport im Sicker- und Grundwasser ausdehnten. Weitere Folgen waren Veränderungen im Stoffhaushalt verschiedenster Bruchwälder, der Röhrichte und der Schwimmblattbestände, wobei zunächst vor allem Differenzierungen des Stoffhaushaltes innerhalb der Uferregionen einsetzten.

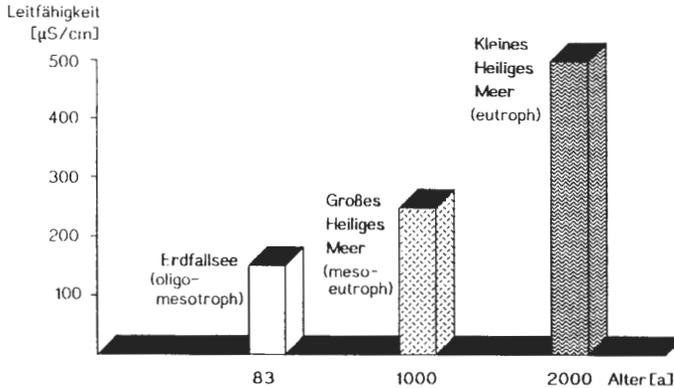


Abb. 28: Abhängigkeit der Trophie und der Leitfähigkeit des Wassers vom Alter am Beispiel von Erdfallsee, Großem Heiligen Meer und Kleinem Heiligen Meer.

Die gewässerökologischen Untersuchungen im Naturschutzgebiet haben sich erst in jüngster Zeit auf die differenzierte Untersuchung der Grund- und Sickerwässer der Litoralzonen der Stillgewässer konzentriert, und es fehlen vergleichbare Meßdaten aus der vergangenen Zeit. Mit der Fortführung und Intensivierung dieser Untersuchungen hoffen wir, weitere detaillierte Einsichten in die Dynamik der Gewässereutrophierung zu erhalten. Wir können aber heute als Befund bereits feststellen, daß trotz unterschiedlicher Zuflüsse aus dem Litoral, die unterschiedlich hohe Nährstofffrachten aufweisen, - mit nährstoffarmem Sicker- und Grundwasser am Westufer und mit nährstoffreichem Wasser vom Süd- und Ostufer, - innerhalb des Pelagials in letzter Zeit nahezu keine trophischen Differenzierungen auftreten. Nachweisbare, drastische Veränderungen erfuhren bisher nur die Litoralbereiche, an deren Dynamik neben den benannten anthropogenen Stoffeinträgen vor allem auch die Ufervegetation einen entscheidenden Anteil besitzt.

5.1 Vergleich physikochemischer Daten seit 1930 bis heute

Chemische Vergleichswerte, z.T. Einzelwerte, aber auch kürzere Meßreihen aus der Zeit erster systematischer Untersuchungen der Litoralvegetation am Großen Heiligen Meer liefern KEMPER (1930), KRIEGSMANN (1938) und EHLERS (1965) für das Pelagial. Angaben über den Nitrat-, Ammonium-, und Phosphatgehalt sind jedoch nur bei KRIEGSMANN und EHLERS zu finden. Ein Vergleich der heute festzustellenden Konzentrationen mit älteren Literaturwerten ist nur eingeschränkt möglich, da kontinuierliche Meßreihen über einen längeren Zeitraum in der Vergangenheit nicht durchgeführt wurden. Bei der Auswertung der Literaturangaben muß besonders berücksichtigt werden, daß der Nitratgehalt im Wasser des Großen Heiligen Meeres während der Vegetationsperiode mehr oder weniger rasch durch die Nitrataufnahme der Pflanzen vermindert wird und meist nur im zeitigen Frühjahr, im Zeitraum von März-Mai direkt nach der Frühlingsvollzirkulation, die höchsten Werte erreicht. Für diese Zeitspannen gibt nur EHLERS (1965) vergleichbare

Nitratwerte an, die damals 1mg/l im April 1964 erreichten. Sie liegen in der Größenordnung der Herbstwerte von KRIEGSMANN (1938), der damals zwischen dem 1.9. und dem 15.10.1935 während der Sommerstagnation Nitratkonzentrationen von 1.0-1.5 mg/l gemessen hat. Dabei ist es wahrscheinlich, daß diese Nitratkonzentrationen deutlich niedriger als jene im Frühjahr lagen. Unsere Meßreihen aus den 90er Jahren belegen jedoch auch eine starke Abhängigkeit des Stickstoffgehaltes vom miktischen Verhalten des Sees, weshalb im Großen Heiligen Meer der Nitratgehalt von Jahr zu Jahr erheblich schwanken kann. Die Frühjahrswerte bewegen sich hierbei zwischen 1mg/l in den Jahren 1996 und 1997, denen ein kalter Winter vorausging, und bis über 3 mg/l im Jahr 1994 mit einem vorangegangenen milden Winter (vgl. Abb. 27). Diese kurzfristig auftretenden witterungsabhängigen Schwankungen erlauben es nicht, die zeitweise deutlich erhöhten Nitratgehalte im Zusammenhang mit einer Sukzession zu sehen. Vielmehr müssen wir einräumen, daß der heutige Nitratgehalt im Pelagial von jenen Gehalten zu Anfang dieses Jahrhunderts nicht unbedingt verschieden sein muß. Dies gilt auch für die Ammoniumwerte, die sich am besten für den Zeitpunkt während der Holomixis vergleichen lassen, wenn das Ammonium im Seewasser gut verteilt ist und auch eine Stichprobe repräsentative Werte liefert. Dabei ist jedoch der Beginn der Herbstvollzirkulation von Bedeutung, da während dieser Phase die im Hypolimnion akkumulierten Ammoniumionen gerade im gesamten Wasserkörper vollständig verteilt werden, ein oxidativer Abbau aber zu diesem Zeitpunkt noch nicht wirksam ist und auch durch die Vegetation kaum Ammonium aufgenommen wird. Ein Vergleich der Ammonium-Werte vom Dezember 1936 (0.51 mg/l) mit denen der 90er Jahre (0.49-0.60 mg/l) ergibt ebenfalls keinen Hinweis auf einen sukzessionsbedingten Anstieg des Ammoniumgehaltes.

Während der Vollzirkulation wird neben dem Ammoniumstickstoff auch Phosphat im Wasserkörper des Sees verteilt. Während der Holomixis ist ein Vergleich der Phosphatkonzentrationen aber nicht sinnvoll, da zu dieser Zeit unter Mitwirkung von Eisenionen im nun überall sauerstoffreichen Wasser das Phosphat sehr rasch in Form von Eisenphosphat ausgefällt wird. Man muß aber auch berücksichtigen, daß während der Vegetationsperiode das Phosphat sehr rasch durch die Phytomasse im Epilimnion gebunden wird. Meßwerte während der Stagnationsphasen aus dem nichtproduktiven Hypolimnion erlauben allerdings auch nur sehr eingeschränkte Aussagen über die Phosphatversorgung der Pflanzen innerhalb oberflächennaher Zonen der Gewässer, sie ermöglichen aber noch am ehesten Aussagen über langsam erfolgende Änderungen des Phosphathaushaltes. Ein Vergleich des maximalen Phosphatgehaltes im Hypolimnion während der Sommerstagnation mit Werten von 1.4 mg/l im Juli 1936 und 1.7 mg/l im September 1997 (vgl. Abb. 29) geben jedoch keinen Hinweis auf einen langfristigen Anstieg des Phosphatgehaltes im Pelagial. Solche geringfügigen Änderungen können auch nicht eindeutig einer Wirkungskomponente zugeschrieben werden, sondern sie lassen sich bereits über die Auswirkungen von Witterungseinflüssen erklären, die durchaus das miktische Verhalten des Sees beeinflussen (s.o.).

Die Daten von KRIEGSMANN (1938) und EHLERS (1965) enthalten leider keine Angaben über die Leitfähigkeit sowie über die Chlorid- und Sulfatkonzentrationen. Ein Mindestanstieg der Leitfähigkeit kann aber indirekt aus den von KRIEGSMANN veröffentlichten Werten der Gesamthärte ermittelt werden. So ist eine Zunahme der Gesamthärte von 1935 bis 1964 von 3.3 nach 4.5°dH um 35% festzustellen, also auf Werte, wie wir sie auch heute noch messen (vgl. Abb. 29). Werden diese Ionenanteile als Ca^{2+} und Mg^{2+} im heutigen Verhältnis von 4.5 : 1 und bei den heutigen Sulfat- und Chloridkonzentrationen berücksichtigt, so ergibt sich für das Pelagial des Großen Heiligen Meeres nur ein geringer Mindestzuwachs der Leitfähigkeit seit den 30er Jahren um insgesamt ca. 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ von damals 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entsprechend hat die Karbonathärte seit der Untersuchung von EHLERS bis heute deutlich zugenommen. Wir können daher davon ausgehen,

daß die Leitfähigkeit in den 30er Jahren mit großer Wahrscheinlichkeit bei oder sogar unter $250 \mu\text{S}/\text{cm}$ lag. Regelmäßige Messungen der Leitfähigkeit erfolgten erst ab den 70er Jahren, und sie sind ebenfalls weitgehend auf Messungen im Pelagial beschränkt. Ein kontinuierlicher Anstieg der Leitfähigkeit ist innerhalb dieses Zeitraums nicht feststellbar. Es muß daher besonders in der Zeit zwischen 1935 und 1964 eine Zunahme der Ionenkonzentration im Pelagial des Großen Heiligen Meeres stattgefunden haben, möglicherweise durch Stoffeinträge über die Meerbecke, die noch bis 1969 direkt in das Große Heilige Meer mündete. Die mit physikochemischen Methoden festgestellten Milieüänderungen decken sich zeitlich auch mit den festgestellten Veränderungen innerhalb der Litoralvegetation (vgl. Kap. 5.2).

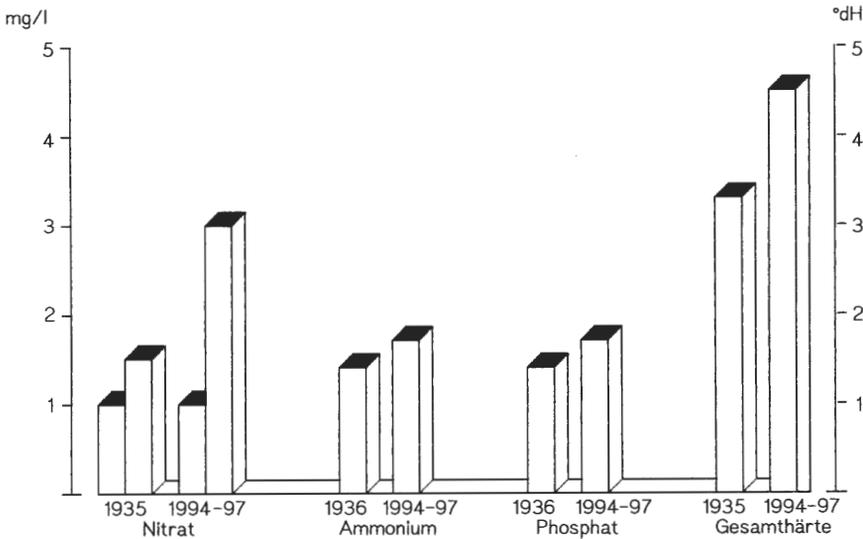


Abb. 29: Vergleich der Werte trophiebestimmender Parameter im Pelagial des Großen Heiligen Meeres aus den 30er und 90er Jahren.

Es liegen Meßwerte von KRIEGSMANN (1938) und eigene Werte zugrunde: Die Nitratgehalte weisen witterungsbedingte Schwankungen um mehrere mg/l auf und sind mit den Werten aus dem Jahr 1935 vergleichbar. Die Ammonium- und Phosphatkonzentrationen haben sich im Zeitraum von 1936 bis heute kaum geändert; nur für die Gesamthärte, die keine jahresperiodischen Schwankungen aufweist und von Witterungsbedingungen weitgehend unbeeinflusst ist, läßt sich ein Anstieg von 3.3°dH auf 4.5°dH belegen.

Die Trophiestufe im Pelagial ist bei einer Leitfähigkeit von $280 \mu\text{S}/\text{cm}$ heute eher als mesotroph statt als eutroph einzuordnen, und sie verhält sich - von witterungsbedingten Schwankungen abgesehen - sehr ausgeglichen (Abb 30). Auch die innerhalb des Pelagials gegenüber dem Litoral seit Anfang dieses Jahrhunderts nur gering ausgeprägte Erhöhung der Leitfähigkeit um ca. $30 \mu\text{S}/\text{cm}$ - im Litoral dürfte bis heute lokal eine Erhöhung um mehrere $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ eingetreten sein - wird aus den Ergebnissen unserer Untersuchung verständlich. Der Grund für die Unterschiede im Nährstoffangebot, die sich nicht nur in der erhöhten Leitfähigkeit, sondern auch in den Anstiegen der Phosphat- und Stickstoffkonzentrationen widerspiegeln, liegt aber nicht allein in der größeren Exponiertheit der Litoralzone gegenüber allochthonen Stoffeinträgen; vielmehr dürften die Ursachen darin zu suchen sein, daß an den Litoralstandorten der mineralisierte Bestandsabfall und die im Wasser verteilten Nährstoffe sofort wieder von der Ufervegetation aufgenommen werden können, dort zum großen Teil in der Phytomasse akkumuliert werden

und so zu einem ständigen Zuwachs der Biomasse führen. Im Pelagial geht innerhalb der produktiven Zone der Bestandsabfall zum Teil durch Sedimentation in größere Wassertiefen wieder verloren und der oxidativ mineralisierte Nitratstickstoff kann in nährstoffreichen Seen schließlich innerhalb des anaeroben Hypolimnions durch Stickstoffreduktion erheblich vermindert werden. Neben der Seemorphologie beeinflusst auch die Einbindung des Gewässers in die Umgebung die Trophie des Pelagials. So begünstigt ein am Nordufer befindlicher Abfluß des Großen Heiligen Meeres die Abnahme gelöster Nährstoffe besonders im Pelagial. Gerade zu Zeiten der Holomixis, wenn auch die Nährstofffrachten des Hypolimnions im gesamten Wasserkörper des Sees verteilt werden und ein erhöhter Gehalt an Eisenphosphat im Wasser auftritt, der auch durch eine Braunfärbung und starke Trübung des Wassers angezeigt wird, werden nicht unerhebliche Nährstoffmengen - aber auch Biomasse - über den Abfluß am Nordufer dem Pelagial entzogen. Dagegen begünstigt während der Holomixis die Sedimentation von Eisenphosphat innerhalb der flachen Litoralregionen eine Nährstoffzunahme, da hier das aus den Sedimenten

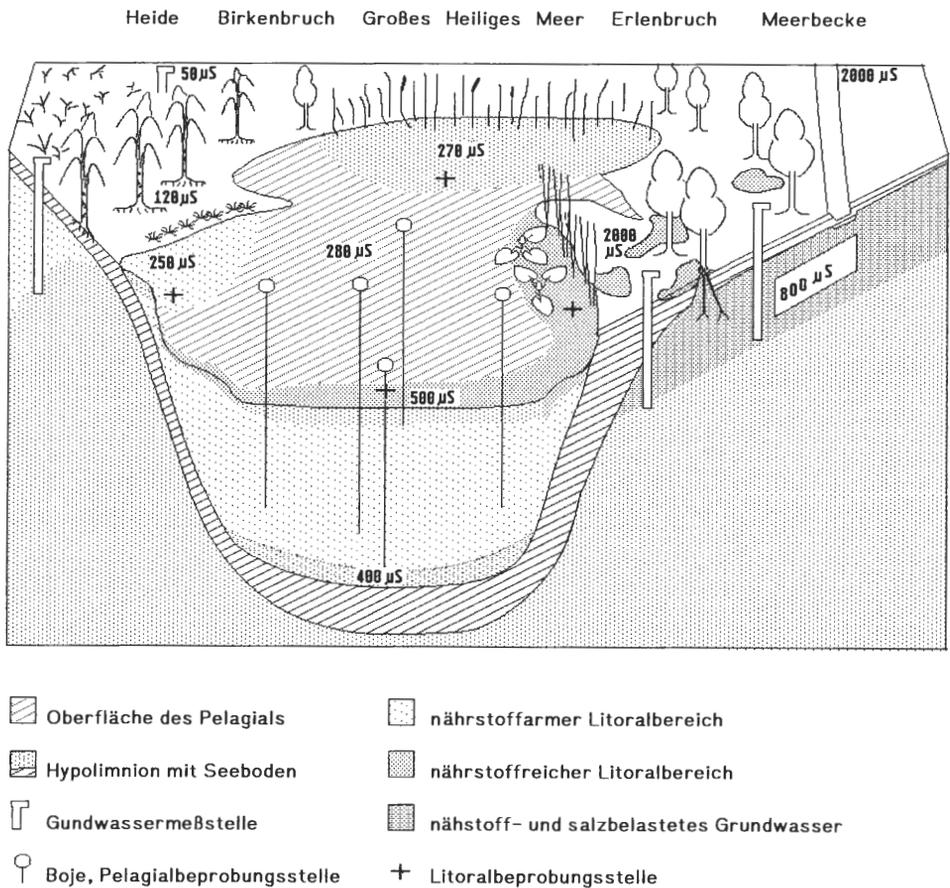


Abb. 30: Grund- und Sickerwasserbeeinflussung von Pelagial und Litoral am Großen Heiligen Meer.

Dargestellt ist die elektrolytische Leitfähigkeit vom Großen Heiligen Meer, von semiterrestrischen und terrestrischen Standorten der Heide, des Birken- und Erlenbruchs aus dem Verhältnis von Sicker- und Grundwasser als Summenparameter der Trophie.

unter anaeroben Bedingungen freigesetzte Phosphat von der Ufervegetation direkt aufgenommen werden kann. Auch diese Nährstoffe werden dem Pelagial entzogen. Während der Holomixis erfolgt jährlich im gesamten Pelagial eine gleichmäßige Verteilung der Nährstoffe über die aus verschiedenen Litoralzonen einströmenden Grund- und Sickerwässer. Der Einstrom von oligotrophem Wasser aus den Heiden über die westlichen Litoralzonen und die Mischung mit dem mesotrophen Wasser des Pelagials vermindern ebenfalls die Nährstoffkonzentration und setzen die Eutrophierungsgeschwindigkeit herab.

5.2 Vergleich vegetationskundlicher Daten seit 1930 bis heute

Ein weniger komplexes Bild über die jüngeren Sukzessionsvorgänge am Großen Heiligen Meer erhalten wir durch den Vergleich vegetationskundlicher Daten aus der Litoralregion, insbesondere durch die Einbeziehung der älteren, sehr umfangreichen vegetationskundlichen Untersuchungen, die bis zu Beginn dieses Jahrhunderts zurückzuverfolgen



Abb. 31: *Drosera intermedia*-Dominanzbestand am Westufer des Großen Heiligen Meeres (aus POTT 1996).

sind und die erhebliche Veränderungen der Vegetation dokumentieren. Zunächst sei auf das Westufer näher eingegangen, dessen nordwestlichen Teil bereits GRAEBNER (1930) aufgrund der nährstoffarmen Situation und der hieran angepaßten Litoralvegetation als Besonderheit darstellt. Diese Zone war bis 1930 durch das vollständige Fehlen von Erlenbruchwäldern gekennzeichnet, während ein breiter, weitgehend geschlossener Gürtel aus *Myrica gale* in Wiesen- und Moorpartien überleitete, die bis an das Ufer durch Weidewirtschaft geprägt waren. Diese Uferbereiche zeigen mit ihrer Vegetation heute ein völlig verändertes Bild. Der Gagelgürtel ist bis auf eine am Westufer vom Baumbestand künstlich freigehaltene, heute noch mesotrophe Stelle dem Weiden-Faulbaumgebüsch gewichen. Vom Nordwestufer ausgehend haben sich größere Erlenbrücher entwickelt. Sie werden zum Ufer hin durch z.T. eutrophe Röhrichte abgelöst, deren Nährstoffreichtum durch das Auftreten von großflächigen *Lemna minor*-Bedeckungen angezeigt wird, die bis in die Bruchwaldregionen hineinreichen. Nur im Kontaktbereich zu der im Südwesten gelegenen mesotrophen Stelle stockt heute lokal begrenzt ein Birkenbruch, an den sich nach Norden ein Erlenbruch mit z.T. nährstoffarmer Ausprägung anschließt. Auch im Bereich der am Westufer verbliebenen mesotrophen Stelle ist heute eine voranschreitende Eutrophierung und die Abnahme bzw. Auslöschung oligo-mesotropher Arten zu beobachten (Abb. 31). So beschreibt BUDE (1942) hier noch das Vorkommen von Strandling (*Littorella uniflora*) zusammen mit Igelschlauch (*Baldellia ranunculoides* = *Echinodorus ranunculoides*), beides Litoralbewohner der oligotrophen Stufe, sowie das Vorkommen von Sumpfartheu (*Hypericum elodes*), einer mesotropher Art der Litoralzone. Die beiden letztgenannten Arten sind in ihrem Bestand heute stark zurückgegangen: *Littorella uniflora* kommt nur noch im Erdfallsee vor und ist im Großen Heiligen Meer vollständig verschwunden. Parallel zu dieser Entwicklung hat sich innerhalb der Schwimmblattzone mit *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* von Südwesten entlang des Westufers der Wasserknöterich (*Polygonum amphibium*, Abb. 32) ausgebreitet, der erhöhte Phosphatge-



Abb. 32: *Polygonum amphibium*-Dominanzbestand am Südwestufer des Großen Heiligen Meeres (aus POTT 1996).

halte im Wasser anzeigt (POTT 1980). Die Art wurde bereits von RUSCHE (1939) aus dem Großen Heiligen Meer beschrieben. *Polygonum amphibium* bildet heute besonders am Südwestufer und über die mesotrophe Stelle hinweg ausgedehnte Bestände innerhalb der Schwimmblattzone und weist auf eine zunehmende Eutrophierung in diesem Bereich des Südwestufers hin, der zusammen mit weiteren ausgewählten Litoralbereichen seit 1994 auch physikochemisch eingehender untersucht wird. Innerhalb dieser Zone, aber auch am Ostufer, gibt es lokal erhöhte Phosphateinträge, gepaart mit erhöhten Ammoniumkonzentrationen. Dadurch unterscheiden sich diese Zonen trophisch deutlich von benachbarten Bereichen, insbesondere von der mesotrophen Stelle am Westufer (Abb. 33 u. 34). Der

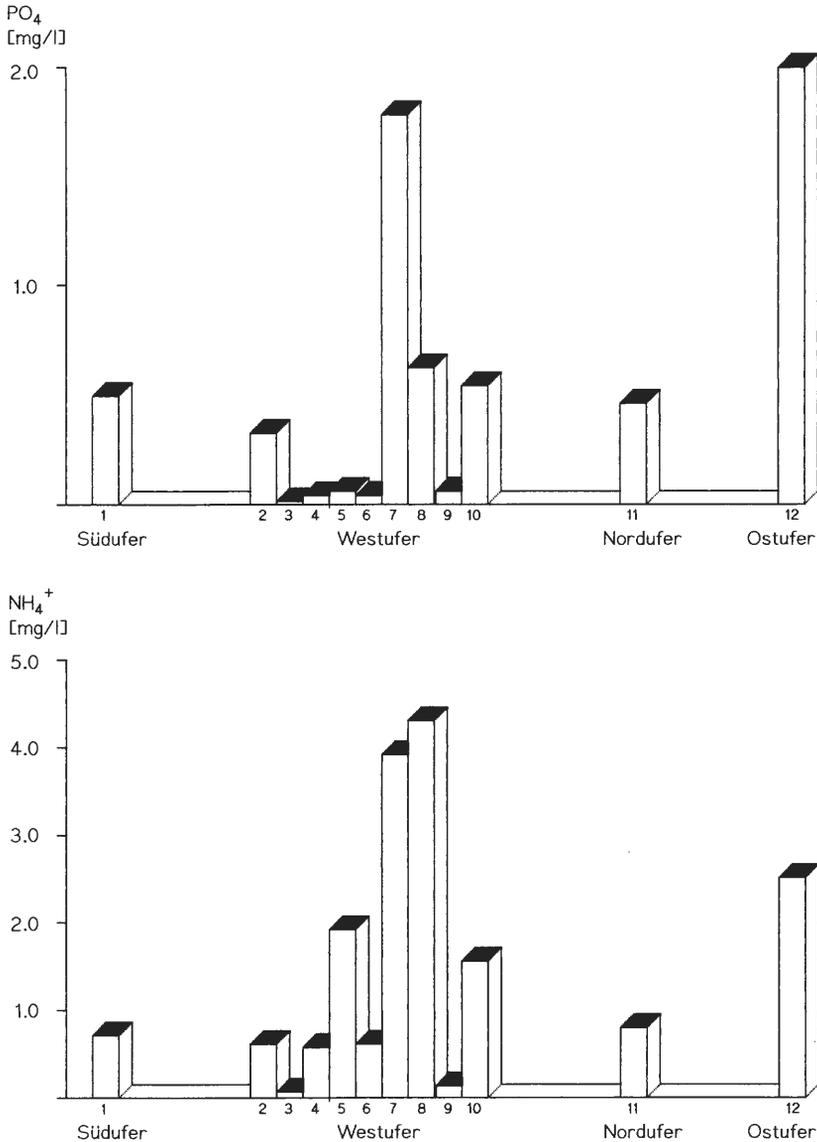


Abb. 33: Differenzierungen des mittleren Phosphat- und Ammoniumgehaltes im Sickerwasser der Litoralzonen vom Großen Heiligen Meer.

punktuell erhöhte Ammoniumeintrag dürfte auf die direkt angrenzenden Erlenbestände zurückzuführen sein.

Auch im Bereich des Nord- und Ostufers lassen sich seit Beginn dieses Jahrhunderts erhebliche Veränderungen innerhalb der Vegetation feststellen, die besonders die heute vom Erlenbruchwald eingenommenen Regionen betreffen und die in ihrer Anfangsentwicklung stark anthropogen durch Weidewirtschaft geprägt waren. So geht aus Mitteilungen von SCHWAR (1900) hervor, daß die Ufer bis zu Beginn dieses Jahrhunderts weitgehend abgeholzt waren und sich hier eine Periode der neuzeitlichen Weidenutzung darstellt, die ab Mitte bis Ende des vorletzten Jahrhunderts ihren Ausgang nahm und zu einer großflächigen Zerstörung der noch im 17. Jahrhundert vorhandenen Erlenbrücher am Nord- und Ostufer des Großen Heiligen Meeres führte (vgl. TEBBE 1970). Erst ab 1930 wird auch für das Nordostufer ein junger, wenig differenzierter Erlenbruch mit *Frangula alnus*- und *Myrica gale*-Anteilen beschrieben (GRAEBNER 1930), der von einem schmalen Ufersaum ausgehend, zuerst im Südosten an Mächtigkeit zunimmt (vgl. Abb. 16). Nach der Flurbereinigung Ende der 60er Jahre konnte sich der Erlenwald auf den ursprünglichen Bruchwaldtorfen weiter nach Osten bis zu Lauf der Meerbecke ausweiten und bildet heute einen weitgehend zusammenhängenden Erlenbestand, der sich vom Südwestufer über das Ostufer bis zum Nordostufer ausdehnt. Die größte Mächtigkeit der Erlenbestände wird heute am Ostufer erreicht, wie man auf dem Luftbild (Abb. 35) klar erkennen kann; hier hat sich im unmittelbaren Kontakt zum Seeufer die nährstoffreiche Variante des *Carici elongatae-Alnetum iridetosum* mit größeren Beständen von *Iris pseudacorus* als Differentialart ausgebildet. Die Schwarzerle dringt hier stellenweise weit in die Röhricht-

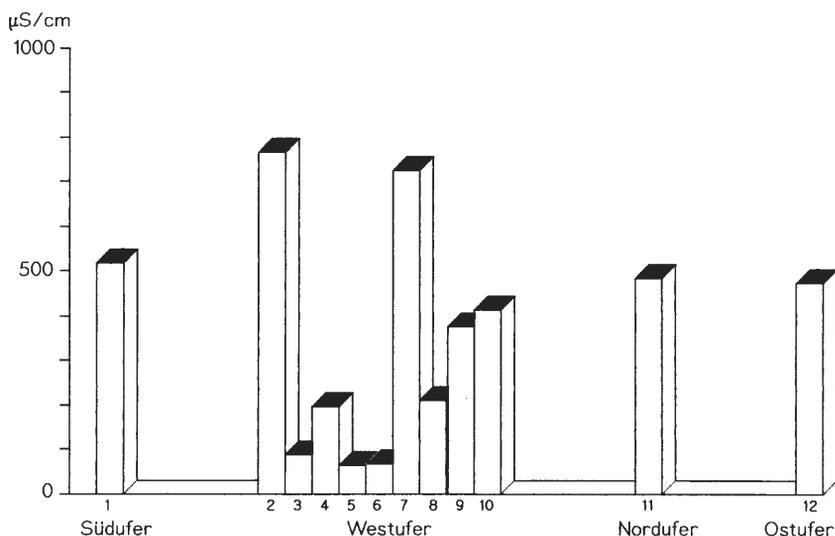


Abb. 34: Differenzierungen des mittleren Elektrolytgehaltes (Leitfähigkeit) im Sickerwasser der Litoralzonen vom Großen Heiligen Meer.

Auffällig ist die hohe Leitfähigkeit am Südwestufer (Säule 2), die von Sulfat- (70 mg/l), Chlorid- (84 mg/l), Calcium- (97 mg/l) und Eisenionen (55 mg/l) herrührt. Eine ähnliche Situation besteht an der eutrophen Bucht des Westufers (Säule 7); hier liegen allerdings die Konzentrationen von Sulfat (14 mg/l) und Eisen (5.5 mg/l) deutlich niedriger. Die von Heidegrundwasser lokal beeinflusste Stelle (Säule 3 und 4) sowie der Birkenbruch (Säule 5 und 6) weisen relativ ionenarmes Sickerwasser auf. Das Sickerwasser des Süd-, Nord- und Ostufers besitzt mit ca. 500 µS/cm eine nahezu doppelt so hohe Leitfähigkeit wie das Wasser des Pelagials.

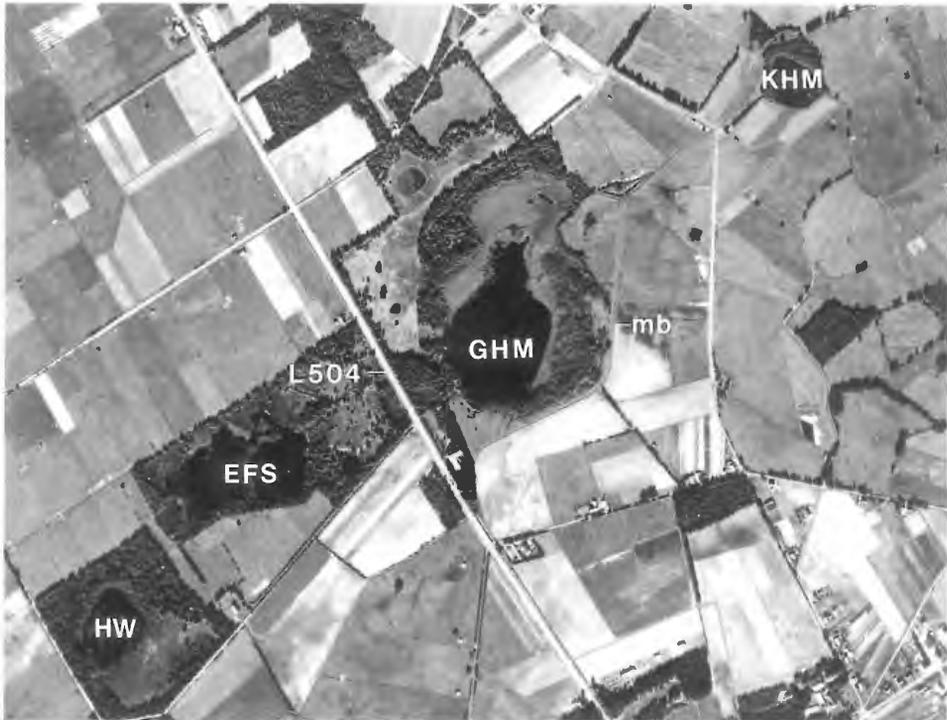


Abb. 35: Luftbild vom Naturschutzgebiet Heiliges Meer. HW: Heideweiher, EFS: Erdfallsee, GHM: Großes Heiliges Meer, KHM: Kleines Heiliges Meer, mb: Meerbecke.

zone vor und bildet im Bereich der flachen Uferbänke noch ihren Jungwuchs aus. Landeinwärts werden die Standorte zunehmend trockener, was auch das Eindringen von *Molinia caerulea* und *Rubus*-Arten angezeigt wird. Hierbei handelt es sich um anthropogene Standortmodifikationen, die durch die Drainagierung der im Osten angrenzenden Acker- und Weideflächen hervorgerufen werden. Die Meerbecke dient hier als Vorfluter. Wie bereits erwähnt, befindet sich am Westufer lokal mit *Betula pubescens*, *Molinia caerulea* und verschiedenen *Sphagnum*-Arten die nährstoffärmere Ausbildung des *Carici elongatae-Alnetum betuletosum pubescentis*, die an der mesotrophen Stelle zu einem Birkenbruch vom Typ des *Betuletum pubescentis* überleitet, in dem die Erle fehlt. Auch dies muß als Ausdruck anthropogener Standortmodifikationen gewertet werden.

Bei den von Erlenwäldern eingenommenen Bereichen handelt es sich um basenreiche Standorte, die sich am Südostufer mit einer Leitfähigkeit von bis über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ von der mesotrophen Stelle und dem Areal mit *Betula pubescens*, wie bereits geschildert, trophisch unterscheiden. Am Südostufer sind vor allem erhöhte Phosphatkonzentrationen in Verbindung mit hohen Gehalten an Erdalkalitionen und Hydrogenkarbonationen festzustellen, die für die eutrophen Standortbedingungen verantwortlich sind; sie werden weitgehend aus den Erlenwäldern freigesetzt (vgl. auch PUST et al. 1997). Auch am Westufer treten heute lokal Leitfähigkeiten von über 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ auf, die eutrophe Standortbedingungen anzeigen. Es ist sehr unwahrscheinlich, daß die heutigen Trophiebedingungen dort zur Zeit der Untersuchungen von GRAEBNER (1930) und BUDDE (1942) bereits vorlagen, da zu jener Zeit ausgedehnte *Littorelletea*-Gesellschaften die Uferbänke am Westufer bedeckten und ein geschlossener Gagelsaum den Anschluß an eine nahezu baumfreie Heide- und Weidelandschaft bildete. Vergleichbare Standortverhältnisse sind

heute im Naturschutzgebiet nur an der mesotrophen Stelle am Westufer des Großen Heiligen Meeres und am Ostufer des Erdfallsees zu finden. Die Leitfähigkeiten liegen dort im Sickerwasserbereich des Gagels um 100-120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, also bei Werten, die oligomesotrophe Verhältnisse anzeigen und deutlich unterhalb der Pelagialwerte liegen. Im Sickerwasserbereich der Heideflächen, innerhalb des Protopedons am Ostufer des Erdfallsees und im Sickerwasser der mesotrophen Stelle am Westufer des großen Heiligen Meeres gehen die Werte der Leitfähigkeit noch weiter zurück und liegen meist bei 60-80 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Es muß daher davon ausgegangen werden, daß bis in die 30er Jahre das Westufer des Großen Heiligen Meeres und möglicherweise auch das Nordostufer deutlich nährstoffärmer waren als heute. Als mögliche Ursachen für die Trophiezunahme sind Stoffakkumulationen innerhalb der Ufervegetation zu nennen; aber auch Stoffeinträge über Fließwasserzufuhr und zunehmende Einträge über Depositionen aus der Atmosphäre sind möglicherweise hieran beteiligt (vgl. Kap. 3.1). Es ist auffällig, daß die Trophiezunahme heute besonders innerhalb der Litoralzonen erfolgt, wo sie sich vorwiegend in der Zunahme der Biomasse, z.B. in der Ausdehnung der Erlenwälder und in erhöhten Ionenkonzentrationen im Grund- und Sickerwasser zeigt. Dort liegt die Leitfähigkeit deutlich über der des Pelagials, während sie an angrenzenden Heideflächen deutlich darunter liegt.

6. Bioindikation der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften

Das vorige Kapitel über Sukzessionen am Großen Heiligen Meer verdeutlicht beispielhaft die enge Verzahnung von Standortfaktoren und Vegetation, vor allem in ihrer zeitlichen Entwicklung. Differenzierte Standortanalysen, die eine Unterscheidung verschiedener Horizonte im Freiwasserbereich, Wurzelbereich der Böden und sandigen Grundwasser-aquifer ermöglichen, wurden - methodisch ausgehend von ersten systematischen Grundwasseruntersuchungen in den Jahren 1991 bis 1993 - zur Bearbeitung der Wasser- und Sumpfvegetation 1996 entwickelt und seitdem im NSG Heiliges Meer an ausgewählten Stellen regelmäßig durchgeführt (vgl. Kap. 2 u. Abb. 36). Die in diesem Kapitel vorgestellten ersten Befunde sind Ergebnisse von Untersuchungen, die in Zukunft weiter fortgeführt werden sollen.

Als Kernaussage unserer Ergebnisse ist hervorzuheben, daß die Vegetation sich nicht nur auf Veränderungen abiotischer Standortbedingungen einstellt und diese widerspiegelt, vielmehr bewirken bestimmte Pflanzenbestände ihrerseits z.T. erhebliche Veränderungen bestimmter standorttypischer Parameter und bestimmen, über längere Zeit betrachtet, auch deren Dynamik. Das Nährstoffangebot wirkt sich zwar direkt auf die Vegetation aus; der Stofftransport, die Stoffzusammensetzung und ihre Änderungen werden aber innerhalb verschiedener Horizonte bis hin zum tieferen Grundwasser von der Vegetation oft nachhaltig beeinflußt. Bei der Standortindikation vermag die Vegetation oftmals ein wesentlich größeres Zeitfenster ihrer Entwicklungsgeschichte offenzulegen als es Einzeluntersuchungen abiotischer Standortparameter können. Abiotische Standortbedingungen erscheinen aufgrund der raschen zeitlichen Abfolge von Parameteränderungen oft dynamischer als die Vegetation, die deshalb manchmal auch als Indikator für das langfristige Mittel kurzzeitiger Parameterschwankungen angesehen wird. Tatsächlich ist aber gerade die Wasser- und Sumpfvegetation in der Lage, längerfristig ganz erhebliche Standortveränderungen zu bewirken, die das Ausmaß kurzfristiger, oft stochastisch auftretender Parameterschwankungen weit übertrifft. Die direkte Einflußnahme der Wasser- und Sumpfvegetation auf ihren Lebensraum sollte daher bei der Betrachtung von Vegetationsteilen als Bioindikatoren niemals übersehen werden; sie indizieren in vielen Fällen

weniger irgend einen statischen Zustand ihres Standortes als vielmehr einen Entwicklungsprozeß.

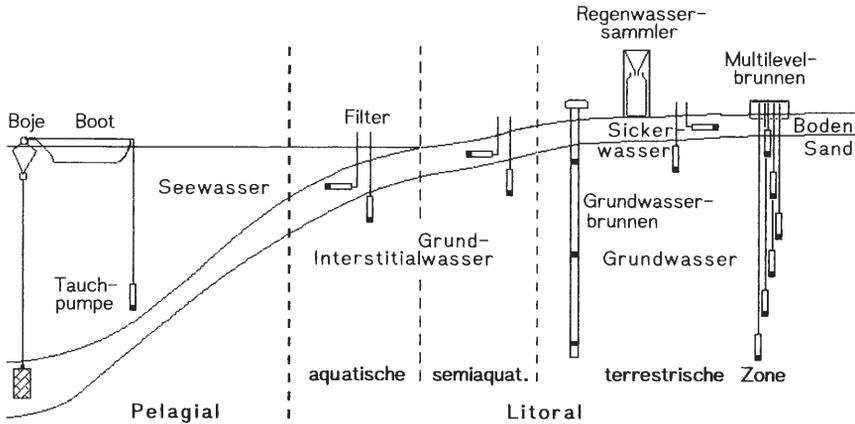


Abb. 36: Die verschiedenen Methoden zur Beprobung eines Stillgewässerkomplexes.

Die Pelagialbeprobung erfolgt mittels einer Tauchpumpe oder eines Ruttner-Schöpfers vom Boot aus (vgl. POTT et al. 1996). Aus dem Freiwasserbereich des Litorals werden Schöpfproben vom Boot aus und Interstitialwasserproben aus dem Boden- und Sandhorizont mittels Filter und Vakuumapparatur gewonnen (vgl. Abb. 3); Sicker- und Grundwasserproben aus der semiaquatischen und terrestrischen Litoralzone werden ebenfalls mit dieser Technik über Filter gewonnen. Zur Gewinnung von Regenwasserproben vgl. PUST (1993) und WEINERT et al. (in diesem Heft).

Exogene und endogene Standortfaktoren, die über die Vegetation miteinander in Wechselwirkung treten, sind die steuernden Momente von Entwicklungsprozessen. So kann ein starker exogener Faktor, wie die natürliche Basenarmut von Sandlandschaften, endogene Faktoren wie Konkurrenz und Koexistenz verstärken, z.B. über die Ausbildung oligotropher Pflanzengesellschaften hin zu *Sphagnum*-dominierten Gesellschaften. Die *sphagnum*-reiche Vegetation kann über die von ihr ausgehende sukzessive Versauerung des Standortes ihrerseits zu einem extremen exogenen Faktor führen, der die ursprünglichen chemischen und physikalischen Standorteigenschaften verändert. Vegetation und Standort gehen von der oligotrophen zur dystrophen Phase über. Vegetation und Standort sind somit beide über die Entwicklungsgeschichte ihrer Wechselwirkungen miteinander verknüpft, welche z.T. recht lange Zeiträume umfassen kann.

Aus der Entwicklungsgeschichte aquatischer Ökosysteme ergibt sich eine logische Reihenfolge von Vegetationsabfolgen mit charakteristischen Indikatoreigenschaften, die z.B. von Pionierstadien über Folgestadien einer Klimax zustreben, die im Falle der Entwicklung eines Stillgewässers das Niedermoorstadium mit einem Erlenbruchwald sein könnte. Viele End- und Zwischenstadien lassen sich aber auf unterschiedlichem Wege erreichen; der Entwicklungsweg mit den verschiedenen Vegetationsabfolgen ist daher von der individuellen Entwicklungsgeschichte eines bestimmten Gewässerkomplexes abhängig. Diese Betrachtung verdeutlicht die Schwierigkeit, die der Versuch beinhaltet, allgemein gültige Kriterien für die Indikatoreigenschaften bestimmter Ausprägungen der Wasser- und Sumpfvegetation sowie eine allgemeingültige Hierarchie ihrer Abfolgen aufzustellen. Die Einteilung der Vegetation in Einheiten, die für verschiedene Trophiestufen typisch sind - verknüpft mit einer angenommenen Entwicklungsrichtung von oligotroph nach eutroph - führt hingegen zu einem einfacheren, besser zu ordnenden und auch besser zu verallgemeinernden System (Abb. 37). Das Schema, das wir hier vorschlagen, steht im

Einklang mit dem allgemein beobachtbaren Phänomen, daß im Zuge der natürlichen Gewässerentwicklung eine Nährstoffzunahme zu beobachten ist, begleitet von einer Abfolge charakteristischer Pflanzengesellschaften der Wasser- und Sumpfvegetation.

In den folgenden Unterkapiteln werden aus distinkten Trophiestufen charakteristische Pflanzengesellschaften der Wasser- und Sumpfvegetation des Naturschutzgebietes Heiliges Meer unter besonderer Berücksichtigung trophiebestimmender Parameter anhand von

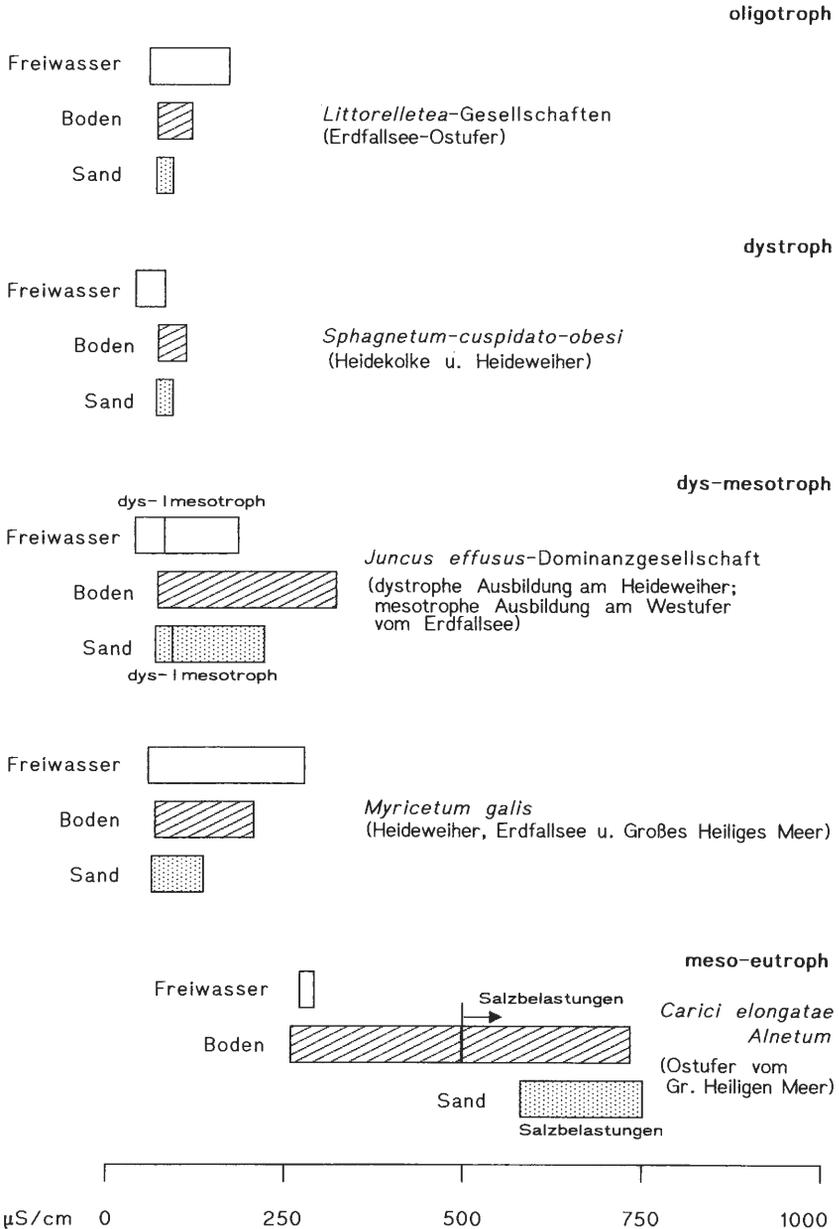


Abb. 37: Trophiestufen am Beispiel der Leitfähigkeit distinkter Horizonte an ausgewählte Standorten mit charakteristischen Pflanzengesellschaften.

ausgewählten Beispielen dargestellt. Da die Beziehungen zwischen Vegetation und Standort von äußeren Einflüssen, insbesondere von anthropogenen Einflüssen mitbestimmt werden, können besonders innerhalb von Trophie-Übergangstypen sehr unterschiedliche Vegetations- – Standortbeziehungen auftreten, die sich auch hier aus unterschiedlichen Entwicklungsrichtungen und -stadien ergeben. Die anfangs gestellte Bedingung, daß die Standortentwicklung von oligotroph nach eutroph verläuft, kann allenfalls als Regel betrachtet werden; im Naturschutzgebiet Heiliges Meer lassen sich mehrfach Beispiele finden, in denen die Standortentwicklung durch menschliche Beeinflussung auch eine andere Richtung nimmt. Es werden deshalb neben allgemeinen Angaben zur Vegetation und zu den Trophiestufen auch Beispiele besonderer Entwicklungsrichtungen erläutert, die als Folge historischer und aktueller Landschaftsnutzung durch den Menschen bedingt sind.

6.1 Oligotraphente Vegetationselemente

Sie stellen eigenständige Vegetationseinheiten dar, die soziologisch innerhalb der Klasse der *Littorelletea* den *Littorellion-uniflorae*-Verband markieren (POTT 1983). Innerhalb der pleistozänen Sandlandschaften treten diese meist kleinwüchsigen Vegetationselemente mit dem *Lobelietum dortmannae*, den *Littorella uniflora*-Gesellschaften, den *Baldellia ranunculoides*-Beständen, dem *Eleocharitetum acicularis* und dem *Pilularietum globuliferae* an flachgründigen Ufersäumen mit geringster Sedimentauflage, dem **Protopedon** auf. Das Wasser ist arm an Nährstoffen, Alkali- und Erdalkalitionen, weshalb auch das Hydrogenkarbonatpuffersystem nur schwach wirksam ist. Die pH-Werte liegen meist im schwach sauren Bereich und die Leitfähigkeit im Mittel bei 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$; sie kann aber im Sicker- und Grundwasserbereich auch auf Werte, ähnlich wie bei dystrophen Gewässern, von unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ absinken. Der Anteil von Huminstoffen und anderen organischen Kohlenstoffverbindungen ist im Gegensatz zu dystrophen Standorten äußerst gering und das Wasser besitzt nahezu keine Eigenfärbung. Vegetation und Standort der oligotrophen Stufe unterliegen einer natürlichen Nährstoffzunahme, die heute aber bekannterweise zunehmend anthropogen durch aktuelle Landschaftsnutzungen verstärkt wird (vgl. Kap. 1).

Formen historischer Landschaftsnutzungen müssen in Hinblick auf anthropogene Beeinflussungen des Nährstoffhaushaltes aquatischer und semiaquatischer Ökosysteme gesondert betrachtet werden; die Heidewirtschaft führte über längere Zeiträume zu einer Verarmung des Nährstoffangebotes und zu einer Stabilisierung oligotropher Standortbedingungen innerhalb gehölzfreier Litoralbereiche. Ihnen ist es zu verdanken, daß nährstoffarme Gewässerkomplexe - bestehend aus nährstoffarmen Stillwasserbereichen mit geringmächtigen sedimentären Böden und oligotrophen Grundwasserbereichen - überhaupt entstanden sind und über Jahrhunderte erhalten blieben. Die Auswirkungen der von der Heidewirtschaft ausgehenden Entwicklung fanden ihren Ausdruck noch bis Anfang dieses Jahrhunderts in großflächigen oligotraphenten Pflanzenbeständen am Heideweier, Erdfallsee und am Großen Heiligen Meer (Kap. 5). Die Wiederbewaldung ehemaliger Heide- und Weideflächen leitete zusammen mit allochthonen Stoffeinträgen von benachbarten Ackerfluren einen fortschreitenden Rückgang oligotropher Standorte ein. Im Naturschutzgebiet sind heute nur noch das Nordost-, Ost- und Südostufer des Erdfallsees oligotroph; nur noch hier existiert eine rein oligotraphente Vegetation mit *Littorella uniflora* und *Lobelia dortmanna*. Ihr Erhalt ist nicht nur an die Reduktion allochthoner Stoffeinträge geknüpft, sondern hängt wesentlich auch vom Erhalt der die nährstoffarmen Milieubedingungen stabilisierenden Heideflächen ab, die zu Zeiten ihrer Bewirtschaftung bis dicht an die Gewässerufer heranreichten. Obwohl die im Bestand gefährdeten oligotraphenten Arten noch Anfang dieses Jahrhunderts im Gebiet weit verbreitet waren, gehen

ihre Bestände seit Mitte dieses Jahrhunderts auch an den bislang noch oligotrophen Uferabschnitten des Erdfallsees zurück, der von Eutrophierungen und Laubeintrag heute besonders betroffen ist. Allgemein können als Ursachen für den Rückgang oligotropher Standortbedingungen neben Eutrophierungsprozessen durch Nährstoffzunahmen und Laubeintrag auch Standortversauerungen gezählt werden, die besonders innerhalb von Flachgewässern zu dystrophen Bedingungen führen (vgl. Kap. 6.2 u. 6.3).

6.2 Dystraphente Vegetationselemente

Die rein dystraphente Wasservegetation setzt sich zusammen aus Vegetationsanteilen der Klasse der *Sphagno-Utricularietea intermedio-minoris*. Als bei uns verbreitetste Indikatorgesellschaft dystropher Standorte mit Dauerpioniercharakter gilt das *Sphagno-Juncetum bulbosi*. Die Standortparameter dystraphenter Vegetationselemente weisen teilweise große Ähnlichkeiten mit denen oligotropher Standorte auf. In diesem Zusammenhang ist besonders die Ionenarmut im Wasser zu nennen, die nicht nur zu äußerst nährstoffarmen Standortbedingungen hinsichtlich des Stickstoff- und Phosphorangebotes führen, auch der Gehalt an Alkali- und Erdalkalitionen, insbesondere von Kalziumionen, kann äußerst gering sein; an einigen Standorten sogar geringer als an oligotrophen Standorten, weshalb hier ein Hydrogenkarbonatpuffersystem oftmals nicht ausgebildet ist. Anders als an oligotrophen Standorten besitzen hier biotische Faktoren einen hohen Anteil an der Basenarmut, die durch die komplexbildenden Eigenschaften des aus Dy bestehenden Gewässerbodens herrühren. Entsprechend niedrige Werte der Leitfähigkeit und stark saure Milieubedingungen sind die Folge. Dystrophe Gewässer unterscheiden sich von oligotrophen Gewässern bereits optisch durch ihre braune Wasserfarbe und durch den hohen Anteil organischer Verbindungen, insbesondere von Humin- und Fulvosäuren. Der Gewässerboden besteht aus meist sehr mächtigen Ablagerungen von z.T. nur wenig zersetztem organischen Material, dem **Dy**. Die Humin- und Fulvosäuren durchdringen den Gewässerboden und gelangen auch in das Grundwasser. Sie sind auch dort in der Lage, Kationen zu komplexieren, weshalb die Alkali- und Erdalkalitionenangebote dieser Standorte auch im Grundwasser besonders gering sind. Die Leitfähigkeit liegt normalerweise unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Freiwasser meist zwischen 40 und 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Dystrophe Standorte können aus ehemals oligotrophen Gewässern hervorgehen, wenn, wie im Fall der kleineren Heidekolke und Heideweiher des Naturschutzgebietes, der Versauerungsprozess über die Ausweitung *sphagnumreicher* Vegetationselemente beschleunigt wird und es zu einer Anreicherung von Huminsäuren kommt. Aber auch auf ehemals nährstoffreichen Standorten können sich dystraphente Vegetationselemente entwickeln und die Standortbedingungen zu ihren Gunsten verändern. Meist ist hierbei das Anwachsen sedimentärer Böden im Zuge der Gewässerverlandung beteiligt. So kann innerhalb nährstoffreicher Niedermoore ab einer bestimmten Mächtigkeit der Bruchwalddorfe der Basennachschub aus dem Grundwasser zum Erliegen kommen, weshalb ab einer solchen Phase Nährstoffverknappungen und Versauerungen des Standortes einsetzen können. An diesem Punkt steht die Initialphase einer Entwicklung, die ausgehend von eutraphenten Vegetationselementen, zu dystraphenten Pflanzengesellschaften überleitet. An den Prozessen der Standortversauerung sind vor allem Arten der Gattung *Sphagnum* beteiligt. Sie sind in der Lage, die dystrophen Milieubedingungen und die aquatischen und semiaquatischen Lebensräume dystraphenter Vegetationseinheiten dauerhaft zu stabilisieren. Der Heidekolk im Osten des Erdfallsees zeigt beispielhaft eine dystrophe Phase, die von mehrere Meter mächtigen Dy-Ablagerungen begleitet wird. Wenige Meter westlich schließt sich ein flachgründiger Heideweiher an, dessen Gewässerboden nur wenige dm Sedimentauflagen besitzt und dessen Vegetation den Übergang von dys- nach mesotroph anzeigt.

6.3 Übergang der dys- bis mesotraphenten Vegetationselemente

Auch die Entwicklung dys- bis mesotraphenter Vegetationselemente kann in ähnlicher Weise - wie bereits am Beispiel der dystraphenten Vegetationselemente erläutert - unterschiedliche Wege gehen: Im Zuge von Eutrophierungsprozessen kann es aber z.B. zur Ausbreitung mesotraphenter Arten wie z.B. von *Nymphaea alba* var. *minor* unter Verdrängung rein dystraphenter Arten wie *Juncus bulbosus* und *Sphagnum cuspidatum* kommen; damit werden nicht nur Wandlungen innerhalb der Pflanzengesellschaften eingeleitet, sondern es finden ab dieser Phase auch nachhaltige Veränderungen des Gewässerbodens von reinem **Dy** zu einer **Dygyttja** statt, die zum Aufweichen der Dystrophie-stabilisierenden Eigenschaften des Gewässerbodens führen. Dieser Prozeß geht von der Schwimmblattzone aus. Daher stellt sich eine Trophieabfolge im Bereich des Zentrums flacher Heideweier von mesotroph nach dystroph zum Gewässerrand hin ein. Der kleine Heideweier im Südosten des Erdfallsees (Abb. 35) weist zur Zeit diese Entwicklung auf. Hier zeigen sich aber zusätzlich drastische Veränderungen der Ufervegetation durch Eutrophierungsprozesse, z.B. ein Rückgang der *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaften im Zuge der Ausdehnung von *Juncus effusus*-Dominanzbeständen zusammen mit *Eleocharis palustris*. Diese beiden Arten sind in der Lage, durch hohe Biomassenproduktion die Trophie an ihrem Wuchsort auf Kosten der Umgebung drastisch zu erhöhen und so kleinräumige Nährstoffdifferenzierungen im Litoralbereich aufzubauen, deren räumliche Amplitude mehrere hundert $\mu\text{S}/\text{cm}$ an elektrolitischer Leitfähigkeit umfassen kann. Diese Trophiedifferenzierungen entstehen also weniger durch allochthonen Stoffeintrag als durch Umlagerungen und Akkumulationen von Nährstoffen innerhalb distinkter Pflanzenbestände, ohne daß der Gesamtnährstoffgehalt des Gewässers hierbei wesentlich verändert wird.

Der noch Anfang bis Mitte dieses Jahrhunderts z.T. oligo-mesotrophe Heideweier südwestlich vom Erdfallsee (Abb. 35) befindet sich in einer Entwicklung, die von dem oben genannten Beispiel abweicht. Hier hat die Akkumulation von Dy, ausgehend von großflächigen *Sphagnum*-Beständen, erst in der letzten Hälfte dieses Jahrhunderts zu erheblichen Standortversauerungen geführt. Nach dem Schließen der Drainagegräben hat heute nahezu der gesamte Uferbereich dystrophe Standortbedingungen angenommen und nur zum Zentrum hin bestehen weiterhin mesotrophe Verhältnisse mit größeren Beständen von *Nymphaea alba* var. *minor*. Die ehemals oligotrophen Standorte des Litorals mit oligotraphenten *Littorelletea*-Gesellschaften und den ausgedehnten *Lobelia dortmanna*-Beständen am Heideufer haben erhebliche Wandlungen erfahren. Heute sind die oligotraphenten Arten vollständig den dystraphenten Pflanzengesellschaften, wie z.B. dem *Sphagno-Juncetum bulbosi* gewichen, die am Ufer breite Gürtel ausgebildet haben. Diese Gürtel werden zum Land hin fragmentarisch und kleinräumig von einer azidophytischen Ausbildung des *Eleocharitetum multicaulis* zusammen mit *Sphagnum auriculatum*, *Juncus bulbosus* und *Hydrocotyle vulgaris* gesäumt. Erst innerhalb der semiterrestrischen Zone finden sich wieder ausgedehnte Vegetationsabfolgen des dys-mesotrophen Übergangsbereiches mit einem ausgedehnten *Myricetum galis*, an das sich im Norden und Nordosten ein Bruchwald in Form des *Betuletum pubescentis* anschließt. Am Südufer führen dystrophe Vegetationsabfolgen des *Rhynchosporetum albae* und der *Sphagnum cuspidatum*-*Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft zu einer Heide vom Typ des *Ericetum tetralicis* mit *Erica tetralix*, *Molinia caerulea*, *Drosera intermedia* und *Trichophorum caespitosum* ssp. *germanicum*.

Obige Beispiele verdeutlichen Prozesse unterschiedlicher Stoffakkumulation. Am Westufer des Großen Heiligen Meeres entstanden dys-mesotrophe Bedingungen an ursprünglich nährstoffreicheren Standorten dagegen durch lokalen Zufluß oligotrophen Heidegrundwassers: Anthropogen durch Heidebewirtschaftung bedingt, wurden über längere

Zeit Nährstoffe ausgewaschen. Dies führte bis zu Beginn unseres Jahrhunderts am gesamten Westufer zu einer Absenkung der Trophie bis hin zu oligotrophen Verhältnissen. Nach der Unterschutzstellung des Gebietes fand eine Wiederbewaldung des Westufers statt, das mit Ausnahme einer bis heute baumfrei gehaltenen Zone wieder meso- bis eutrophe Verhältnisse aufweist. Die Trophiedifferenzierungen des Westufers sind heute wesentlich heterogener gestaltet als die des von Heidebewirtschaftung kaum betroffenen eu-mesotrophen Ostufers. Am Westufer steht heute nur die künstlich baumfrei gehaltene Zone weiterhin im direkten Wirkungsfeld des zufließenden oligotrophen Heidegrundwassers, wodurch hier lokal dys- bis mesotrophe Standortbedingungen mit dys-mesotraphenten Pflanzenarten eines Straußgras-Rasens (*Carici canescentis-Agrostietum caninae*) und der *Drosera intermedia*-Fragmentgesellschaft des *Rhynchosporium albae* innerhalb eines sonst nährstoffreicheren Umfeldes stabilisiert werden (vgl. POTT et al. 1996).

6.4 Meso- bis eutraphente Vegetationselemente

Mesotrophe Standortbedingungen mit Gytja-Ablagerungen am Gewässerboden können, wie wir gesehen haben, über unterschiedliche Entwicklungswege erreicht werden, bei denen sowohl die oligotrophe Stufe mit einem Protopedon als auch die dystrophe Stufe mit Dy als Gewässerboden den Ausgangspunkt der Entwicklung darstellen kann. Auch von der eutrophen Stufe ausgehend können sich, wie das Beispiel vom Westufer des Großen Heiligen Meeres zeigt, durch anthropogene Eingriffe dys-mesotrophe Standortbedingungen einstellen. Dies ist aber nicht der alltägliche Fall der Gewässerentwicklung und betrifft bei größeren Stillgewässern meist nur lokale Uferbereiche. Allgemein läßt sich vielmehr beobachten, daß sich im Zuge der natürlichen Gewässerverlandung mesotrophe Standortbedingungen erst nach längeren oligotrophen Phasen einstellen. Die Entwicklung verharrt nun aber keineswegs für längere Zeit im mesotrophen Bereich. Dies gilt besonders für Litoralstandorte, wo rasch Übergänge zur nächst höheren, eutrophen Stufe auftreten können, während im Bereich des Pelagials noch mesotrophe Verhältnisse vorhanden sein können, die aber ebenfalls - wenn auch oft viel langsamer als im Litoral - in eutrophe Verhältnisse übergehen. Am Gewässerboden kommt es dann unter sauerstofffreien Bedingungen zur Bildung mächtiger Faulschlammablagerungen (**Sapropel**).

Die Vegetationselemente dieser Übergangsstufe können sehr heterogen zusammengesetzt sein und noch Elemente der nächst niedrigeren Ausgangsstufen, vor allem der dys-mesotrophen Stufe mit *Scheuchzerio-Caricetea*-Elementen, umfassen. Für mesotrophe Standorte typisch sind diverse Ausbildungsformen des *Nymphaetum albo-minoris* mit stellenweise ausgeprägten Fieberkleebeständen (*Menyanthes trifoliata*). Hierin eingestreut finden sich aber immer mehr Elemente, die auch innerhalb der eutrophen Stufe auftreten und in die mesotroph-eutrophe Ausbildung des *Scirpo-Phragmitetum* einzuordnen sind (s.u.). Typisch für die rein mesotrophe Stufe ist jedoch das Fehlen von Wasserlinsen-Decken der *Lemnetea*, deren Erscheinen den Übergang zu eutrophen Verhältnissen markiert.

6.5 Eutraphente Vegetationselemente

Die kleinwüchsigen Strandlingsgesellschaften der oligotrophen Litoralzonen werden hier durch ausgedehnte, mehrere Meter hohe und produktionskräftige Röhrichte ersetzt. Typisch ist ein artenreiches *Scirpo-Phragmitetum* mit einer *Lemnetea*-Überlagerung. Die Gesellschaftsausprägung kann aufgrund der sehr breiten ökologischen Amplitude des *Scirpo-Phragmitetum* sehr unterschiedlich sein, wobei den einzelnen Fazies-Stadien bestimmte Zeigerfunktionen zugeordnet werden können. Es gibt bei dieser Gesellschaft

Übergänge zu meso- bis dystrophen Standorten, also zu Standorten mit nährstoffärmeren Bedingungen, wo eine *Lemnetea*-Überlagerung fehlt (s.o.), aber auch zum hypertrophen Milieu hin, wo die Gesellschaft meist durch ein artenärmeres *Glycerietum maximae* abgelöst wird. Seeseitig bis in eine Tiefe von 7m schließen sich Laichkrautbestände an, dominiert vom *Ranunculetum circinati* (Wasserhahnenfußgesellschaft), dem *Myriophyllo-Nupharetum lutae* (Seerosengesellschaft) und dem *Potamogetonum lucentis* (Spiegellaichkrautgesellschaft). Zum Land hin treten Großseggenesellschaften auf, die je nach Wasserbeschaffenheit und Bodensubstrat ein unterschiedliches Artengefüge besitzen. Die angrenzenden Gehölzgesellschaften werden fast immer durch ein *Alnus glutinosa* - dominiertes *Frangulo-Salicetum* (Weidenfaulbaumgebüsch) gebildet, woran sich der Erlenbruchwald, das *Carici elongatae-Alnetum* als Schlußgesellschaft anschließt. Auch das Artenspektrum des Erlenbruchwaldes weist typische Ausbildungen unterschiedlicher Nährstoffvarianten von der nährstoffärmeren des *Carici elongatae-Alnetum betuletosum pubescentis*, der eher mesotrophen Standorte mit *Betula pubescens* und verschiedenen *Sphagnum*-Arten, bis hin zur nährstoffreichen Variante des *Carici elongatae-Alnetum iridetosum* mit *Iris pseudacorus* auf. Im eutrophen Milieu können sowohl die Röhrlichtzone als auch das Weidenfaulbaumgebüsch und der Erlenbruchwald von *Lemnetea*-Überlagerungen durchdrungen sein.

7. Zusammenfassung

Gewässer der pleistozänen Sandlandschaften Norddeutschlands unterliegen einer fortschreitenden Nährstoffakkumulation. Anzeigt wird dies besonders durch Änderungen innerhalb der Ufervegetation und durch den Anstieg des Elektrolytgehaltes im Wasser. Dieser zeitverbrauchende Prozeß der Gewässereutrophierung läuft natürlicherweise ab; er wird heute aber zunehmend anthropogen beschleunigt. Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer am Südrand der Norddeutschen Tiefebene besitzt mit seiner Gewässerlandschaft aus unterschiedlich großen Stillgewässern unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Trophie innerhalb eines einheitlichen Umfeldes aus pleistozänen Sanden ideale Voraussetzungen für vergleichende gewässerökologische Untersuchungen. Das aus diesem Gebiet seit Anfang unseres Jahrhunderts gewonnene Datenmaterial zeigt einen größeren Komplex von Faktoren auf, die die Eutrophierungsgeschwindigkeit bestimmen. Innerhalb größerer Stillgewässer treten deutliche Trophieunterschiede zwischen einzelnen Gewässerabschnitten, insbesondere zwischen Pelagial und Litoral auf, die sich aus eigenständigen Stoffkreisläufen ableiten lassen. Auf die kleinräumige Differenzierung von Stoffflüssen nimmt besonders die Ufervegetation großen Einfluß. Neben allochthonen Stoffeinträgen aus unterschiedlichen Quellen sind auch klimatische Faktoren und Witterungsbedingungen an Eutrophierungsprozessen wesentlich beteiligt. Standardisierte Untersuchungsmethoden liefern vergleichbare Informationen über jeden einzelnen Eutrophierungsfaktor; durch die Vergleichbarkeit von Daten lassen sich die Validierungszeiträume für ökologische Parameter verkürzen. Das Heilige Meer als natürliches Stillgewässer-Ökosystem wird in seinem Jahresgang vorgestellt; dabei werden die Nährstoffbedingungen des Pelagials und des Litorals gesondert beschrieben. Hier zeichnen sich neue Erkenntnisse hinsichtlich der Wechselwirkungen von Trophiebedingungen und charakteristischer Wasserpflanzen-, Röhrlicht- und Bruchwaldvegetation ab.

Der Erhalt nährstoffarmer Gewässerlandschaften im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen sollte im engen Verbund mit Maßnahmen zum Erhalt von ehemals großflächigen Heiden stehen, die als altes nährstoffarmes Kulturland nährstoffarme Gewässerkomplexe trophisch stabilisieren und heute nur noch inselhaft inmitten einer überdüngten, industriemäßig genutzten Agrarlandschaft vorhanden sind.

8. Literatur

- ASSMANN, R. (1887/88): Das Aspirationspsychrometer, ein neuer Apparat zur Ermittlung der wahren Temperatur und Feuchtigkeit der Luft. - *Das Wetter* **4**: 265 (1887); *Meteorol. Z.* **5** (1888).
- BEYER, H. (1934): Die Tierwelt des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **1** (Sonderheft): 14-16.
- BEYER, H. (1938): Aus der Odonatenfauna Westfalens. - *Natur und Heimat* **5**: 53-56.
- BEYER, H. (1956): Libellenfunde im Naturschutzgebiet Heiliges Meer bei Hopsten. - *Natur und Heimat* **16**: 27-29.
- BEYER, H. (1968): Versuche zur Erhaltung der Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **28**: 145-149.
- BEYER, H. (1969): Die Gewässer des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“, ihre Entstehung und Erhaltung. - *Naturkunde in Westfalen* **5**: 123-126.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas und der Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. - 5. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart, 1096 S.
- GRAEBNER, P. (1930): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde* **1**: 137-167, Münster.
- FRESENIUS, W., K. E. QUENTIN & W. SCHNEIDER (1988): *Water Analysis*. - Springer Verlag, 804 S.
- HAGEMANN, B. (1997): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen zur Erfassung der mehrdimensionalen Trophiebedingungen im „Großen Heiligen Meer“ während der Sommerstagnation 1996. - Diplomarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 136 S.
- HELLMANN, G. (1883): *Repertorium der deutschen Meteorologie. Leistungen der Deutschen in Schriften, Erfindungen und Beobachtungen auf dem Gebiete der Meteorologie und des Erdmagnetismus von den ältesten Zeiten bis zum Schlusse des Jahres 1881*. - Leipzig: 995 S.
- HOFMANN, K. (1995): Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen der Heidekolke des NSG „Heiliges Meer“ unter Berücksichtigung der Trophie des oberflächennahen Grundwassers. - Diplomarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 96 S.
- HÖLL, K. (1986): *Wasser*. - 7. Aufl. Walter de Gruyter Berlin New York: 592 S.
- HÖLTING, B. (1996): *Hydrogeologie*. - 5. Aufl., Enke-Verlag, 396 S.
- HÜTTER, L. (1994): *Wasser und Wasseruntersuchung*. - Laborbücher Chemie. 5. Aufl., Salle und Sauerländer: 516 S.
- KEMPER, H. (1930): Beitrag zur Fauna des Großen und Kleinen Heiligen Meeres und des Erdbruchs bei Hopsten. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde* **1**: 125-135, Münster.
- KÖSTLER, J. N., E. BRÜCKNER & H. BIBELRIETHER (1968): *Die Wurzeln der Waldbäume - Untersuchungen zur Morphologie der Waldbäume in Mitteleuropa*. - Parey Verlag Hamburg und Berlin, 284 S.
- KRIEGSMANN, K. F. (1938): Produktionsbiologische Untersuchung des Pelagials des Großen Heiligen Meeres unter besonderer Berücksichtigung seines Eisenhaushaltes. - *Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde* **9**(2): 105 S., Münster.
- LOTZE, F. (1956): Zur Geologie der Senkungszone des Heiligen Meeres (Kreis Tecklenburg). - *Abh. Landesmus. Naturkunde* **18**(1): 1-36, Münster.
- LÜBBEN, U. (1973): Zur Verbreitung der Wasserlobelie (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland. - *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem.* **15/16**: 28-40, Göttingen.
- MAUCHA, R. (1932): Hydrochemische Methoden in der Limnologie. - in A. THIENEMANN: *Die Binnengewässer*. Bd. 12, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: 173 S.
- NIEHAUS, N. (1996): Wechselbeziehungen von Stickstoff-Depositionen und Grundwasser in Heidelandschaften. - Staatsexamensarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 184 S.
- OBERMANN, P. (1982): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. - 2. Aufl., Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 42, hrsg. v.d. Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. in Bonn: 217 S.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpflvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht. - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. - *Abh. Landesmus. Naturkde. Münster* **42**(2): 156 S.

- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. - *Phytocoenologia* **11**(3): 407-430.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - 2. Aufl., Ulmer Verlag Stuttgart, 622 S.
- POTT, R. (1996): Biotoptypen - schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. - Ulmer Verlag Stuttgart, 448 S.
- POTT, R., J. PUST & K. HOFMANN (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation - erste Ergebnisse. - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster* **58**(2): 1-60.
- PUST, J. (1993): Erste Ergebnisse zur Untersuchung der Grundwasserverhältnisse im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). - *Abh. Westf. Mus. Naturkunde Münster* **55**(2): 1-80.
- PUST, J. & H.O. REHAGE (1995): Neuere Funde von Schnurwürmern (Nemertini) aus dem NSG „Heiliges Meer“ bei Hopsten, Kreis Steinfurt. - *Natur und Heimat* **55**(3): 69-70.
- PUST, J., B. HAGEMANN & R. POTT (1997): Winterliche Grundwasserdynamik und ihre Beeinflussung durch die Ufervegetation am Beispiel des Erlenbruchwaldes am Großen Heiligen Meer. - *Natur und Heimat* **57**(2) : 53-63.
- PUST, J. & R. POTT (1998): Raum-Zeit-Dynamik der Gewässerentwicklung und Gewässereutrophierung in Norddeutschland am Beispiel der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Naturschutz u. Landschaftsplanung* (im Druck), Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- REHAGE, H.-O. & H. SPÄH (1979): Asseln (Isopoda) und Doppelfüßler (Diplopoda) aus dem NSG Heiliges Meer bei Hopsten in Westfalen. - *Natur und Heimat* **39**: 119-125.
- REISINGER, E. (1938): Cladoceren, Turbellarien und Nemertinen aus dem Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - *Natur und Heimat* **5**: 58-59.
- ROLFES, D. (1998): Synökologische Untersuchungen im Erlenbruchwald im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“. - Staatsexamensarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 58 S.
- RUNGE, A. (1992): Veränderungen der Pilzflora im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer (Westfalen) in den letzten 50 Jahren. - *Zeitschrift für Mykologie* **58**: 99-112.
- RUNGE, F. (1957): Die Flora des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ bei Hopsten und ihre Änderungen in den letzten 60 Jahren. - *Natur und Heimat* **17**: 74-96.
- RUNGE, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. - *Natur und Heimat* **51**(Beiheft): 89 S., Münster.
- SCHWAR, A. (1900): Das Heilige Meer bei Hopsten. - *Jber. Prov.-Ver. Wiss. Kunst* **28**: 74-75, Münster
- SELENT, K.-D. & A. GRUPE (1998): Die Probenahme von Wasser. Ein Handbuch für die Praxis. - Ouldenbourg Verlag Essen - Wien: 242 S.
- SIÖRS, H. (1950): On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters.- *Oikos* **2**(2): 241-258.
- SOLLE, D. (1998): Untersuchungen zur Ufervegetation am Westufer des Großen Heiligen Meeres. Standörtliche Differenzierung der Trophiestufen in Verbindung mit dem Grund- und Sickerwassereinfluß. - Staatsexamensarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 100 S.
- STORM, U. (1996): Der Einfluß des oberflächennahen Grundwassers auf die Vegetation im „Großen Heiligen Meer“. - Diplomarbeit aus dem Institut für Geobotanik der Universität Hannover, 230 S.
- TEBBE, R. (1970): Untersuchung der Vegetationsentwicklung im Gebiet des Heiligen Feldes bei Hopsten seit dem 17. Jahrhundert an Hand von Archivalien. - Prüfungsarbeit der Pädagogischen Hochschule Westfalen-Lippe, Münster 81 S.
- TERLUTTER, H. (1995): Das Naturschutzgebiet Heiliges Meer.- Westfälisches Museum für Naturkunde Landschaftsverband Westfalen-Lippe, Münster: 144 S.
- THIERMANN, A. (1975): Zur Geologie der Erdfälle des „Heiligen Feldes“ im Tecklenburger Land/Westfalen. - *Mitt. Geol. Paläont. Inst. Univ. Hamburg* **44**: 517-530.
- TRUESDALE, G.A., A.L. DOWNING & G.F. LOWDEN (1955): The solubility of oxigen in pure water and seawater. - *Journ. Appl. Chem.* **5**: 53-62.
- WAGNER, R. (1979): Die Praxis der Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs. Ergebnis einer Umfrage. - *Vom Wasser* **53**: 283; vgl. **52**: 253 [aus HÜTTER 1994].

WEINERT, M., D. REMY & E. P. LÖHNERT (1998): Hydrogeologie der Gewässerlandschaft „Heiliges Meer“ bei Hopsten (Nordrhein-Westfalen, Norddeutschland) - erste Ergebnisse. - Abh. Westf. Mus. Naturk. **60** (2): 13-52.

WINKLER, L.W. (1888-1889): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs und die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. - Ber. d. D. Chem. Ges. **21**, S. 2843; **22**, S. 1764.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Richard Pott, Dr. Jürgen Pust, Dipl. Biol. Bernd Hagemann, Institut für Geobotanik der Universität Hannover, Nienburger Straße 17, D-30167 Hannover

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Abhandlungen aus dem Westfälischen Provinzial-Museum für Naturkunde](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [60_2_1998](#)

Autor(en)/Author(s): Pott Richard, Pust Jürgen, Hagemann Bernd

Artikel/Article: [Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern - dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren von 1992-1997 53-110](#)