

Langzeitdatenreihen aus dem westlichen Teil des Oder-Ästuars -**Ergebnisse der Bearbeitung von Monitoringdaten der WWD Küste/Stralsund****aus dem Zeitraum 1972-81***I. Schmidt*

van-Gosen-Str. 1, 18435 Stralsund

Küstengewässer-Monitoring und Monitoringprogramm der WWD**Theoretische Grundlagen - Interpretationsprobleme - Schlußfolgerungen****Definition**

Das englische Wort "monitoring", zu deutsch "Überwachung", hat sich erst innerhalb der vergangenen 20 Jahre zu einem ökologischen Fachbegriff entwickelt. Dieser wurde, seiner sprachlichen Bedeutung entsprechend, zunächst nur auf die regelmäßige Erhebung von Freilanddaten zum Zweck der Umweltüberwachung angewendet. Neuerdings werden jedoch zunehmend auch systematische Registrierung und Auswertung von Umweltdaten für die ökologische Grundlagenforschung als Monitoring bezeichnet (vgl. den Bericht "Die Forschung begleitendes Monitoring...", VIETINGHOFF et al. 1995). Die Erfassung räumlicher und zeitlicher Verteilungen von Freilanddaten dient in diesen Fällen nicht administrativen Zwecken, sondern der Ergänzung von Forschungsergebnissen der theoretischen Ökologie. Festlegungen hinsichtlich der Methodik sind im Monitoringbegriff nicht verankert. Die Monitoringpraxis bewegt sich, nach LAMPERT, SOMMER (1993) bis heute, zwischen dem ziellosen Sammeln von Umweltdaten und dem Abarbeiten naturwissenschaftlich fundierter, auf praktische oder wissenschaftliche Zielstellungen gerichteter Programme. Ungezieltes Monitoring ohne theoretisches Konzept ist unwissenschaftlich und schon aus diesem Grund abzulehnen. Es führt höchstens durch Zufall zu allgemeinen Einsichten über ein Gewässerökosystem und ist auch als Entscheidungsgrundlage für Bewirtschaftungsmaßnahmen nicht geeignet. Der meist erhebliche Aufwand bleibt in jeder Hinsicht ineffektiv.

Zum Küstengewässermonitoring der WWD

Die Monitoringziele der WWD entsprachen den damaligen wasserwirtschaftlichen Aufgaben im Küstenbereich: Schaffung einer Datenbank als Entscheidungsgrundlage für Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Charakterisierung des Ist-Zustandes, Erfassung von Trends der Beschaffenheitsentwicklung und Überprüfung der Einhaltung internationaler Vereinbarungen zum Schutz der Ostsee. Das Anfang der 70er Jahre unter Einbeziehung des Instituts für Wasserwirtschaft/Berlin für die Küstengewässer der DDR entwickelte Monitoringprogramm (MP) der WWD orientierte sich an diesen überwiegend praktischen Zielstellungen, genügt jedoch aus heutiger Sicht nur z.T. wissenschaftlichen Anforderungen. Wie in anderen Einrichtungen auch sind vor allem finanzielle Zwänge und gegebene Laborstrukturen dafür verantwortlich zu machen. Ein Teil der Mängel des MP ist jedoch ökonomisch nicht begründbar und eher auf eine Unterschätzung bzw. Vernachlässigung wissenschaftlicher Erkenntnisse und Arbeitsweisen zurückzuführen (s.u.).

Die Aussagefähigkeit der 1972-81 erhobenen Daten wird durch die Mängel des Programms spürbar eingeschränkt.

Letztere sind in den seitdem vergangenen Jahren z.T. beseitigt worden. Diskrepanzen zwischen MP und wissenschaftlichen Anforderungen bestehen jedoch bis heute oder werden sogar durch verordnete Sparprogramme erneut verschärft. Im folgenden werden daher Erkenntnisse der wissenschaftlichen Ökologie (**fett hervorgehoben**), die bei der Konzeption eines MP für Küstengewässer unbedingt zu berücksichtigen sind, sofern letzteres Anspruch auf Wissenschaftlichkeit erhebt, der Monitoringpraxis der WWD gegenübergestellt und Diskrepanzen hinsichtlich ihrer Tragweite diskutiert:

Komplexe und komplizierte Erscheinungen wie Gewässerökosysteme sind hinsichtlich ihrer Beschaffenheit durch beliebige Meßgrößen nicht hinreichend genau zu beschreiben. Andererseits sind einer vollständigen Erfassung der vielfältigen Eigenschaften praktische Grenzen gesetzt. **Voraussetzung für einen wissenschaftlich vertretbaren Kompromiß ist vor allem die Berücksichtigung der Systemnatur eines Gewässers** bei der Konzeption eines MP zur Charakterisierung der Beschaffenheit/des Ist-Zustands. Die ermittelten Daten und die daraus ableitbaren Parameter müssen für das Gesamtsystem typische und repräsentative Eigenschaften widerspiegeln.

Beschaffenheitsbestimmende Lebensbereiche von Küstengewässern sind Pelagial und Benthos. Beides sind Teilsysteme mit hierarchischer Struktur, d.h. einer unbelebten Basis sind belebte Ebenen der Primärproduzenten und Konsumenten übergeordnet. Zwischen den Elementen und Teilsystemen bestehen zwar vielfältige kausale Beziehungen. Chemische und physikalische Eigenschaften der Ökosystembasis lassen jedoch keine sicheren Rückschlüsse auf die übergeordneten biologischen Ebenen zu. Ein MP, dessen Ergebnisse repräsentative Eigenschaften des Gesamtsystems widerspiegeln sollen, muß daher Meßgrößen aller Ökosystembereiche und -ebenen enthalten. Besonders wichtig ist die Erfassung biologischer Parameter, da sie auf Grund vielfacher kausaler Vernetzungen größere Ökosystembereiche widerspiegeln als z.B. die Basisparameter (SCHMIDT 1997). Es versteht sich von selbst, daß die Kapazität der mit der Gewässeruntersuchung beauftragten Laboratorien dem wissenschaftlich begründeten Aufgabenrahmen anzupassen ist und nicht umgekehrt das MP dem vorhandenen Arbeitspotential.

Das MP der WWD ist auf die Untersuchung des Pelagials begrenzt, dessen Repräsentanz für das Gesamtsystem zumindest im Falle des Greifswalder Bodden in Zukunft genauer zu hinterfragen ist, da hier auf Grund der größeren Transparenz des Wassers auch Makrophyten eine Rolle als Primärproduzenten spielen und damit an den Stoffumsetzungen im Gewässer maßgeblich beteiligt sind. Die Kriterienpalette (SCHMIDT 1997, BACHOR 1996) erlaubt Aussagen zum Salzhaushalt und zum trophischen Status, d.h. zu repräsentativen und nutzungsrelevanten Eigenschaften küstennaher, mariner Ökosysteme. Sie werden eingeschränkt durch das Fehlen von Messungen von Gesamt-N und Gesamt-P (\Rightarrow Stoffflüsse), aktivem Chlorophyll a und Phaeophytin, der Primärproduktion des Phytoplanktons (\Rightarrow Charakterisierung der auf der Ebene der Primärproduzenten stattfindenden Prozesse) und von Zooplankton und Zooplanktonaktivitäten (\Rightarrow Einschätzung von Top-down-effekten auf die Biomasse des Phytoplanktons \Rightarrow Limitationsgeschehen), d.h. es sind gerade die systemrelevanten biologischen Parameter unterrepräsentiert. Dieser Mangel wird durch die im MP enthaltene Bestimmung des aussagefähigen Phytoplanktonvolumens (\Rightarrow Aussagen zur Biomasseentwicklung -unter wechselnden Produktionsbedingungen und unterschiedlichem Grazingdruck- und zur Populationsdynamik der mehr oder weniger an die Umweltbedingungen angepaßten Dominanten) etwas gemildert (SCHMIDT subm.).

Die Dominanz chemischer und physikalischer Meßgrößen im MP der WWD verweist auf eine aus technischen Gründen (z.B. Automatisierbarkeit) naheliegende, im Hinblick auf den erreichbaren Informationsgewinn aber falsche Bevorzugung von Kriterien der unbelebten Ökosystembasis. Sie reduziert die Auswertungsmöglichkeiten auf die Beschreibung räumlicher und zeitlicher Verteilungen und die Berechnung statistischer Kenngrößen mit mehr formaler als ökologischer Bedeutung und begrenzt -gemeinsam mit der bei Freilanddaten ohnehin eingeschränkten Erkennbarkeit kausaler Zusammenhänge zwischen abiotischen Einflußfaktoren und biologischen Parametern (LAMPERT, SOMMER 1993)- maßgeblich die Effektivität des MP.

Voraussetzung für die direkte Vergleichbarkeit von (Umwelt-)Daten ist die Anwendung standardisierter Methoden. Die Kenntnis der Untersuchungsmethode und ihres Einflusses auf den ermittelten Wert ist weiterhin eine wichtige Voraussetzung für die -richtige- Interpretation der Daten. Bei der Konzeption des MP der WWD wurde diesen Erfordernissen zunächst Rechnung getragen -durch Anwendung standardisierter und mit den

Ostseeanliegerstaaten abgestimmter Methoden, die mit einer Methodennummer versehen auch Eingang in die Datenbank fanden. Dieser Teil der Datenbank ist jedoch nach Änderung oder Neuaufnahme von Methoden nicht mehr gepflegt und aktualisiert worden, so daß es heute bereits schwierig ist, bei der Interpretation von Altdaten alle Angaben zur Methodik zu erhalten. Es besteht also in dieser Hinsicht ein dringender Handlungsbedarf, wenn der Wert der Altdaten erhalten bleiben soll. Nach den bei der Bearbeitung von Altdaten aus dem Oderästuar gesammelten Erfahrungen sollten für die spätere Interpretation wichtige Fakten (z.B. Bestimmungsmethoden einschließlich der Nachweisgrenzen und der Dokumentation von unter der Nachweisgrenze liegenden Werten in der Datenbank) in einer ergänzenden Textdatei niedergelegt werden, die bei der Aufnahme neuer Daten genauso zu aktualisieren ist wie die Datenbank selbst.

Globalstrahlung, Eintrag von Nährstoffen (Frachten) und Wasseraustausch mit benachbarten Gewässern sind wichtige äußere Einflußfaktoren für die in Küstengewässern stattfindenden Stoffumsetzungsprozesse, die sich jedoch hinsichtlich ihrer ökologischen Wirksamkeit grundsätzlich unterscheiden. Licht und Nährstoffe gehen als Ressourcen direkt in Stoff- und Energiekreisläufe ein. Der Wasseraustausch ist ein physikalischer Prozeß, der die Erkennbarkeit der Kausalbeziehungen zwischen Ressourcen und Phytoplanktonentwicklung erheblich stören kann. Die Erfassung klimatischer Faktoren war 1972-81, abgesehen von den Wetterbedingungen zur Zeit der Probenahmen, nicht Bestandteil des MP. Die nachträgliche Beschaffung nutzbarer Daten war schwierig, aber letztlich realisierbar. Die für eine Berechnung der Nährstoffbelastung (insbesondere der N- und P-Frachten) notwendigen hydrologischen Messungen und chemischen Untersuchungen liegen aus dem Zeitraum 1972-81 vor, waren aber bis heute nicht zugänglich. Informationen über Zu- und Abflusssmengen und den Wasseraustausch mit der benachbarten Ostsee wurden in einer anderen Abteilung der WWD erarbeitet und unkommentiert zur Verfügung gestellt. Ihre Interpretation erwies sich als schwierig für Nichteingeweihte (hohe Zu- oder Abflüsse haben z.B. bei häufig wechselnden Ein- und Ausstromlagen ganz andere Auswirkungen auf ein Gewässersystem als wenn diese mit einer Durchströmung und vollständigem Wasseraustausch verbunden sind).

In Küstengewässern ist in Abhängigkeit von Belastungsquellen, Strahlungsbedingungen, Wasseraustauschprozessen, individuellen Eigenschaften der dominierenden Phytoplanktontaxa und weiterer, nicht immer vorhersehbarer Einflußfaktoren eine horizontale und vertikale Ungleichverteilung = "patchiness" der ermittelten Daten zu erwarten, deren Erfassung vor allem für Interpretationen wichtig ist, die über die einfache Beschreibung hinausgehen (z.B. Einschätzung möglicher Kausalzusammenhänge). Das Stationsnetz der WWD trägt hinsichtlich der chemischen und physikalischen Kriterien dieser Forderung weitgehend Rechnung. Die aus technischen und personellen Gründen notwendige Begrenzung der biologischen Untersuchungen auf den oberflächennahen Wasserkörper gehört jedoch zu den wesentlichen Nachteilen des MP. Sie ist z.B. dafür verantwortlich, daß bei den vor allem im Kleinen Haff regelmäßig vorkommenden Cyanobakterienwasserblüten (Ansammlungen der Biomassen an der Wasseroberfläche auf Grund spezieller physikalischer und klimatischer Bedingungen und individueller Eigenschaften der beteiligten Taxa ⇒ vertikale Patchiness, SCHMIDT 1994) kausale Zusammenhänge zwischen chemischen und physikalischen Basisdaten und Populationsdichte (repräsentiert durch Parameter wie Biovolumen, aktives Chlorophyll a oder Primärproduktion) nicht mehr erkennbar sind. Nicht erfaßbar waren auch zu erwartende vertikale Ungleichverteilungen aktiv beweglicher Phytoplankter. Die horizontale Patchiness unterschiedlicher Genese (punktförmige Belastungsquellen, Wasseraustauschprozesse, horizontale Verdriftung von Wasserblüten) wird durch die Verteilung der Untersuchungsstationen über das gesamte Gebiet, einschließlich der Einflußbereiche von benachbarten Gewässern, größeren Zuflüssen und Belastungsschwerpunkten, relativ gut widerspiegelt. Luftbilder können heute zusätzliche Informationen liefern, das Monitoring vor Ort jedoch nicht ersetzen.

Die zeitliche Dichte der Untersuchungen muß der jahreszeitlichen Veränderlichkeit der Meßgrößen angepaßt werden, die Gesamtdauer des Monitoring der zu erwartenden interannuellen Variabilität und natürlich den Monitoringzielen. Im Oderästuar folgen die Phytoplanktonparameter und die damit korrelierten Meßgrößen einem ausgeprägten Jahresgang mit z.T. kurzfristigen Veränderungen. Monatliche Untersuchungen wie im MP der WWD sind daher für die sichere Erfassung aller Phasen nicht ausreichend (LAMPERT, SOMMER 1993), insbesondere wenn - wie zeitweilig im Zeitraum 1972-1981- unregelmäßige Abstände zwischen den Terminen liegen und große Pausen in Zeiten kurzfristiger Veränderungen im Ökosystem fallen. Auf Grund ihrer Abhängigkeit von vielen ebenfalls variablen Einflußgrößen unterliegen die im Oderästuar ablaufenden Prozesse einer großen interannuellen Variabilität. Die Erfassung verschiedener Szenarien und die Unterscheidung natürlicher Schwankungen von - allmählichen - Veränderungen (Trends) setzt langjähriges Monitoring voraus. Dieser Anforderung wird das bis heute weitergeführte Monitoring der WWD besser gerecht.

Für Beginn und Verlauf der Vegetationsperiode und deren Variabilität haben primäre - z.B. Strahlung,

Temperatur- und sekundäre - Eisperiode, Schneeschmelze und damit verbundener Nährstoffeintrag im Frühjahr, sonstige Niederschläge etc. - Wirkungen klimatischer Faktoren große Bedeutung. Gleiche Probenahmedaten in verschiedenen Jahren sind daher keine Garantie für ähnliche Befunde. Die eingeschränkte Vorhersagegenauigkeit für das Wetter dürfte eine wesentliche Ursache sein für die -bisher erreichte- geringe Vorhersagegenauigkeit des Verlaufs einer konkreten Vegetationsperiode. Auf der Basis von Monitoringdaten und experimentell ermittelten Umsatzraten entwickelte Ökosystemmodelle können daher bestenfalls mögliche Szenarien darstellen (was bereits ein Verdienst wäre), nicht aber den von einer noch unbekanntem Wettersituation abhängigen Verlauf biologischer Prozesse vorhersagen (vgl. die Bemühungen von VIETINGHOFF et al., GOAP-Teilprojekt 1, um ein Prognosemodell für den Greifswalder Bodden).

Im Rahmen des Monitoring erhobene Freilanddaten sind statische Parameter. Sowohl Nährstoffkonzentrationen als auch Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration sind aber Bilanzgrößen, die durch gleichzeitig stattfindende aufbauende und abbauende Prozesse zustande kommen. Letztere werden durch die gemessenen Werte nicht widerspiegelt, und die Veränderungsrate können aus der zeitlichen Veränderung der statischen Größen auch nicht berechnet werden. Nach LAMPERT, SOMMER (1993) ist die ausschließliche Erfassung statischer Parameter "eine der wichtigsten Begrenzungen der rein beobachtenden Forschung". Im Oderästuar können z.B. im Jahresverlauf abnehmende Nährstoffkonzentrationen durch Wasseraustauschprozesse mit nährstoffärmeren Wasserkörpern, Phytoplanktonaktivitäten oder geringere Zufuhr über die Zuflüsse bedingt sein. Das Absinken der Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper unter die Nachweisgrenze in Gegenwart umfangreicher Phytoplanktonpopulationen signalisiert einen starken Verbrauch, muß aber nicht Ausdruck eines Mangels sein, und das Verschwinden der Frühjahrsplankter zur Zeit eines Nährstoffminimums ist nicht unbedingt ein durch Nährstoffmangel bedingter Zusammenbruch, da sich bei ansteigenden Temperaturen die Lebensbedingungen für Kaltwasserplankter verschlechtern und mit fortschreitender Jahreszeit aufkommende Zooplanktonpopulationen die Phytoplanktonbiomassen zunehmend dezimieren, d.h. das Verschwinden der Frühjahrsplankter beruht wahrscheinlich sowohl auf Mortalität als auch auf herabgesetzter Vitalität. Entsprechend spiegeln statische Parameter die in einem Ästuar ablaufenden Umsetzungs- und Transportprozesse vor allem für die biogenen Elemente C, N, P und Si nur als Gesamtbilanzen wider. Das im Hinblick auf die intensive planktische Bioproduktion zunächst skeptisch aufgenommene GOAP-Ergebnis einer zumindest überschlagsmäßig ausgeglichenen Nährstoffbilanz (Einträge über die Zuflüsse etwa = Austräge) im westlichen Oderästuar ist unter diesem Aspekt kein Widerspruch zur Vorstellung über die Bedeutung der Haffe und Bodden als zwischen Festland (als Belastungsquelle) und Ostsee (als Vorfluter) geschaltete biologische Reaktoren. Selbst ein -zeitlich begrenztes- Rückhaltevermögen wird nicht ausgeschlossen. Daß das Ästuar keine dauerhafte "Senke" für organische Materialien darstellt, ist in einem durchflossenen Ökosystem schon wegen der Recyclingfähigkeit organischer Stoffe und der damit verbundenen ständigen Rückführung der anorganischen Bestandteile ins Pelagial verständlich. Gar nicht oder weniger in biologische Kreisläufe einbezogene Elemente (Schwermetalle) und Verbindungen (Schadstoffe) verhalten sich nach den GOAP-Ergebnissen ja auch anders. Dieses unterschiedliche Verhalten hat für die Bewertung der Transportprozesse im Ästuarssystem sicher größere Bedeutung als die Feststellung der mehr oder weniger ausgeglichenen Bilanz, die in einem durchflossenen Gewässersystem ohne morphologisch nachweisbare Sedimentfallen eigentlich sogar zu erwarten ist. Würde man einer Flußmündung künstliche Becken vorschalten, so wäre auch hier die Gesamtbilanz nach wenigen Jahren der Nährstoffrückhaltung sicher wieder ausgeglichen.

Speicherung der Daten

Die Monitoringdaten der WWD wurden und werden als d-base-Dateien in einer Datenbank niedergelegt. Alle notwendigen Auswertungen, Berechnungen und graphischen Darstellungen sind in diesem Format auch durch EDV-Laien realisierbar. Eine Datenverarbeitung durch Fachleute wäre jedoch sicher effektiver, vor allem hinsichtlich der aufzuwendenden Zeit. Eine sofortige Auswertung und Interpretation der Daten waren seinerzeit nicht vorgesehen. Übertriebener Datenschutz, aber auch geringe Sachkompetenz der Entscheidungsträger behinderten zu DDR-Zeiten den Zugriff. Der dadurch entstandene Schaden ist vielfältig:

- Schwächen des MP -s.o.- blieben unentdeckt oder wurden unterbewertet und z.T. bis heute nicht behoben.
- Der Informationsgehalt der Datenserien blieb weitgehend unbekannt. Fehlerhafte Werte wurden ebensowenig erkannt wie wenig aussagefähige Werte, die z.B. bei automatisierten Nährstoffanalysen mit zu hoher Nachweisgrenze produziert werden. Ergebnisdiskussionen in wissenschaftlichen Gremien waren unmöglich.
- Die technische und personelle Entwicklung der Laboratorien konnte sich nicht am Aufgabenprofil orientieren (minimale Besetzung und Ausstattung im biologischen Fachbereich).
- Die nachträgliche Auswertung und Interpretation ist auch bei Nutzung moderner Computertechnik überaus

zeitaufwendig, nicht nur wegen der angehäuften Datenmengen, sondern auch, weil wichtige Hintergrundinformationen über das Zustandekommen der Daten nicht mehr greifbar sind. Die Sicherheit der ableitbaren Aussagen wird dadurch eingeschränkt.

- Die mögliche Effektivität des Küstengewässermonitoring der WWD wird durch die verspätete Auswertung und Interpretation entscheidend gemindert. Es reiht sich damit in die von LAMPERT, SOMMER (1993) im Schlußwort ihrer "Limnoökologie" kritisierten Monitoringprogramme ein, bei denen die "Aufwendungen" bisher "leider nicht zu einem entsprechenden Zuwachs an ökologischer Theorie geführt" haben.

Ganz neue Probleme werden entstehen, wenn nicht aufbereitete und interpretierte Primärdaten viele Jahre nach ihrer Erfassung Fremdnutzern zur Verfügung stehen, die an den Untersuchungen nicht beteiligt waren. Hier könnte sich erweisen, daß nackte Datenbanken nach einigen Jahren wegen der nicht mehr greifbaren Hintergrundinformationen (z.B. über die angewendeten Methoden) fehlinterpretiert werden oder mehr oder weniger wertlos sind. Im Falle der WWD-Daten ist diese Situation noch nicht eingetreten, eine entsprechende Entwicklung zeichnet sich aber bereits ab.

Zur Auswertung und Interpretation von Monitoringdaten

Unbearbeitete Monitoringdaten vermitteln nur wenig Information über das untersuchte Ökosystem. Größeren Aussagewert haben abgeleitete Parameter wie räumliche und zeitliche Verteilungen, Mittelwerte und vor allem Korrelationen zwischen verschiedenen Parametern. Räumliche und zeitliche Verteilungen der Monitoringdaten sind beim Vorhandensein der entsprechenden Software jederzeit aus den Primärdaten abrufbar und, der Fragestellung entsprechend, in Tabellen oder Graphiken darzustellen. Der damit verbundene Zeitaufwand ist aber groß, vor allem bei Langzeitserien, und belastet das begrenzte Zeitbudget wissenschaftlicher Bearbeiter beträchtlich. Darüber hinaus bleiben Aufbereitungsschwierigkeiten unbekannt, sind Verbesserungen von Methoden nicht möglich, wenn die Praxis fehlt.

Graphische Darstellungen der räumlichen und zeitlichen Verteilungen sollten daher Bestandteil einer routinemäßigen Auswertung sein und für Interpretationszwecke jeder Art zur Verfügung stehen. Ähnliches gilt für einfache **statistische Größen** wie zeitliche (Jahresmittel, mittlere Monatswerte = Mittel gleicher Monate verschiedener Jahre) und räumliche Mittel. Eine entsprechende technische Vorbereitung für die Korrelation von Freilanddaten mit Hilfe mathematischer Auswerteverfahren zur Erschließung funktionaler Zusammenhänge erscheint weniger sinnvoll, da die Auswahl des anzuwendenden Verfahrens von der Fragestellung abhängig ist. **Mittelwerte** sind starke Verallgemeinerungen, die mit Informationsverlusten verbunden sind, abgesehen davon, daß z.B. die für die Vergleichbarkeit von Jahresmitteln einzuhaltenden Bedingungen nur selten erfüllbar sind. Die berechneten "mittleren" Verhältnisse kommen unter Umständen garnicht wirklich vor. Trotz dieser Einschränkungen eignen sich Jahresmittel und langjährige Mittel zur Darstellung räumlicher Gradienten (s.u.).

Die Darstellung zeitlicher und räumlicher Verteilungen, die Berechnung abgeleiteter Größen und die Durchführung von Korrelationsanalysen sind wesentliche und unentbehrliche Voraussetzungen für die Interpretation der Untersuchungsergebnisse, aber nicht mit dieser gleichzusetzen. Die Interpretation = Deutung, Erklärung von Monitoringdaten und davon abgeleiteten Größen bzw. von nachweisbaren Korrelationen -die ihrerseits nicht mit kausalen Zusammenhängen zu verwechseln sind - besteht in einer Untersuchung ihrer Bedeutung für das Ökosystem. Nach LAMPERT, SOMMER (1993) sind durch Induktion (Ableitung von allgemeinen Aussagen aus vielen Einzelfällen) gewonnene Aussagen, wie sie auch bei der Auswertung von Monitoringdaten anfallen, nicht eindeutig beweisbar, sondern -falsifizierbare- Hypothesen, deren Wahrheitsgehalt experimentell - oder durch Vergleich mit bereits bekannten Sachverhalten und Zusammenhängen (s.u.) - überprüft werden muß. Kausale Zusammenhänge z.B. sind sonst von Scheinkorrelationen nicht zu unterscheiden.

Die Verwechslung numerischer Zusammenhänge mit kausalen ist eine große Gefahr bei der Interpretation von Monitoringbefunden. Die zeitliche Koinzidenz vom "Zusammenbruch" der Frühjahrspopulationen des Phytoplanktons mit einem Nährstoffminimum verführt z.B. zur Annahme einer engen Kausalbeziehung (Nährstoffverbrauch \Rightarrow Nährstoffminimum \Rightarrow Nährstoffmangel \Rightarrow Zusammenbruch der Populationen) zwischen beiden Ereignissen, die eine Prüfung weiterer möglicher Zusammenhänge (Temperaturabhängigkeit der Frühjahrsplankter, Aufkommen des herbivoren Zooplanktons s.o.) unnötig macht. Die Gefahr der Fehlinterpretation

ist besonders groß, wenn wie im MP der WWD die Erfassung von Zooplanktonparametern gar nicht vorgesehen und damit eine wichtige top-down-Steuergröße für die Populationsdynamik des Phytoplanktons nicht einschätzbar ist. Der Verzicht auf eine Meßgröße in einem MP berechtigt nicht dazu, diese auch bei der Interpretation der Befunde zu vernachlässigen.

Versuche, die komplexen Wechselbeziehungen zu erkennen und zu beweisen, die am Zustandekommen des durch Monitoringdaten beschreibbaren Ist-Zustandes des Ästuarsystems beteiligt sind, wurden bereits früher unternommen. So wurde z.B. im Zusammenhang mit der Beurteilung der Abwärmebelastung des Greifswalder Bodden durch das Kernkraftwerk Lubmin die Problematik der polyfaktoriellen Steuerung der Populationsdynamik des Phytoplanktons diskutiert (SCHMIDT 1990a, 1990b, 1991) und auf die Gefahr einer Fehlinterpretation hingewiesen, wenn wesentliche Einflußfaktoren (Zooplankton) und spezifische Anpassungen der dominierenden Phytoplanktontaxa an bestimmte Bedingungen (Licht, Temperatur, niedrige Nährstoffkonzentrationen) nicht bekannt sind. Diese Versuche sind mehr oder weniger stecken geblieben, da es im Bereich der WWD keine Möglichkeiten einer wissenschaftlichen Bearbeitung von Fragestellungen der theoretischen Ökologie gab. Für das von LAMPERT, SOMMER (1993, S.9-11) als Methode der ökologischen Forschung vorgestellte und theoretisch diskutierte "Testen von Hypothesen" lassen sich aber auch bereits bekannte Zusammenhänge nutzen, wie dies im Rahmen des GOAP-Projektes versucht wurde.

Allgemeine Erkenntnisse und Schlußfolgerungen

Monitoring ist keine definierte Methode der angewandten Ökologie, deren Ergebnisse jede gewünschte Information über ein Ökosystem vermittelt. Monitoring als Selbstzweck ist weder wissenschaftlich noch ökonomisch vertretbar. Monitoringprogramme müssen auf ein Monitoringziel gerichtet sein, dem die damit gewonnenen Daten dann auch entsprechen. Bei nicht befriedigenden Ergebnissen und zusätzlichen Anforderungen sind bestehende Programme entsprechend zu modifizieren. Die dafür erforderliche Flexibilität ist für dienstleistende Laboratorien sicher ein Problem. Bei der Planung von Monitoringprogrammen konkurrieren wissenschaftliche Anforderungen mit ökonomischen Zwängen. Die Effektivität wird durch Zugeständnisse an die Ökonomie eingeschränkt, wenn die Wissenschaftlichkeit dadurch infrage gestellt wird. Sinnvolles, effektives Monitoring setzt entsprechende Sachkompetenz und interdisziplinäre Zusammenarbeit voraus. Kurzzeitige Beschäftigung mit der Problematik vermittelt kaum die notwendigen Erfahrungen.

Ein allgemeinen Überwachungszielen dienendes Küstengewässermonitoring muß ökosystemorientiert sein. Diese Zielstellung ist an räumliche (Stationsnetz) und zeitliche (Untersuchungsfrequenz) Bedingungen gebunden und setzt eine entsprechende Kriterienpalette voraus. Die Bemessung des Arbeitspotentials muß sich an diesen Gegebenheiten orientieren und nicht umgekehrt. Die Methoden sollten standardisiert sein.

Ständige Plausibilitätskontrolle, periodische Auswertung und Interpretation der Daten und eine sich erforderlichenfalls daran anschließende Optimierung des Programms sind unentbehrliche Voraussetzungen für den Aussagewert der Daten und die Effektivität des Programms. Konzeptionelle Programmgestaltung, Datenerfassung, Auswertung und Interpretation, Datenspeicherung sollten durch entsprechend profilierte Arbeitsgruppen wahrgenommen werden, die aber im Interesse einer optimalen Rückkopplung unter einem "Dach" vereint sein sollten. Mit einer personellen und räumlichen Trennung von Datenerfassung und -interpretation sind vielleicht technische und ökonomische Probleme zu lösen. Der Verwirklichung des fachlichen Anliegens mit Anspruch auf Wissenschaftlichkeit sind sie nicht dienlich.

Freilanddaten sind statische Parameter und lassen daher nur sehr begrenzte Rückschlüsse auf die Ursachen von zeitlichen Veränderungen und auf funktionale Zusammenhänge zu. Die Aussagefähigkeit von Monitoringprogrammen wird dadurch eingeschränkt. Sofern die beauftragten Laboratorien selbst nicht über die für ergänzende wissenschaftliche Untersuchungen notwendigen Voraussetzungen verfügen, kann hier nur die enge Kooperation mit wissenschaftlichen Einrichtungen Abhilfe schaffen.

Bei der nachträglichen Auswertung und Interpretation des Datenmaterials 1972-81 aus dem westlichen Arm des Oder-Ästuars erwiesen sich vor allem die folgenden Gegebenheiten des Monitoringprogramms der WWD als

begrenzende Faktoren für die Aussagefähigkeit:

- die lange Latenzzeit zwischen Datenerfassung, Auswertung und Interpretation,
- die Dominanz chemischer Basisparameter und das Fehlen aussagefähiger biologischer Meßgrößen im Programm,
- die Begrenzung der biologischen Untersuchungen auf das Oberflächenwasser,
- im Hinblick auf die gewünschten Aussagen zu große und unregelmäßige Untersuchungsfrequenzen,
- Schwierigkeiten der nachträglichen Beschaffung von Hintergrundinformationen (z.B. zu den Methoden, über klimatische Bedingungen, Wasseraustausch, Nährstoffbelastung).
- fehlendes Potential für Auswertungsarbeiten,
- die nicht konsequent fortgeführte Pflege der Datenbank.

Ihre Vermeidung setzt eine entsprechende Optimierung des Monitoringprogramms voraus und die Schaffung der für die Realisierung erforderlichen Voraussetzungen (personelle und technische Ausstattung der Laboratorien, Arbeitszeit). Empfehlenswert sind weiterhin regelmäßige Methodenvergleiche, Plausibilitätskontrollen und Zwischenauswertungen, sowie die Präsentation der Ergebnisse auf wissenschaftlichen Tagungen (z.B. im Kreis der Ostseebiologen), d.h. Aktivitäten, die wichtige Voraussetzungen darstellen für zukünftige Optimierungen des Monitoring und weitere Verbesserungen der Aussagefähigkeit und Interpretation. Die zu DDR-Zeiten praktizierte und z.B. im Rahmen von GOAP neu belebte Kooperation von Praxisinstitutionen wie WWD/STAUN mit den benachbarten Universitäten sollte im beiderseitigen Interesse weiter aktiv gepflegt werden. Ergebnisse der ökologischen (Meeresbiologie Rostock) oder gebietsbezogenen (Geographie Greifswald) Grundlagenforschung könnten auf diese Weise direkt in die wasserwirtschaftliche Praxis (STAUN/LAUN Stralsund) einfließen.

Ergebnisse der nachträglichen Auswertung der Monitoringdaten 1972-81

Im folgenden werden wesentliche Erkenntnisse über die Beschaffenheit der Boddenkette Ost im Zeitraum 1972-81 thesenartig zusammengefaßt.

Salzverhältnisse: Die Gewässerkette zwischen polnischer Grenze und südlichem Greifswalder Bodden (Abb.1) ist in 2 stabile, ökologische Salzgehaltszonen (Abb.2) mit angepaßten Phytoplanktonpopulationen und eine dazwischen liegende, hinsichtlich der Salzverhältnisse instabile Mischzone gegliedert (Parameter: Jahresmittel, Gesamtmittel des Salzgehalts der untersuchten Stationen, dsgl. Jahresgänge und Schwankungsbreiten der mittleren Monatswerte, Salzgehaltsansprüche der dominierenden Phytoplankter). Die β -oligohaline Zone erstreckt sich über das Kleine Haff (KH) und den Oberen Peenestrom (OPSTR). Der Greifswalder Bodden (GB) ist β -mesohalin. Die Mischzone ist meistens auf den Unteren Peenestrom (UPSTR) zwischen Achterwasser und Peenestrommündung (PSTMDG) begrenzt. In der Regel dominieren hier, je nach Salzgehalt, Organismen der benachbarten Zonen. Die Gesamtzahl der festgestellten Phytoplanktontaxa ist daher in diesem Bereich am größten und nicht -wie nach den mittleren Salzverhältnissen zu vermuten- am kleinsten (kein Brackwasserminimum !). Die zeitweilige Dominanz spezifischer Phytoplanktonpopulationen (z.B. halophiler Oligohalobien wie *Diatoma elongatum*) in der Peenestrommündung verweist allerdings darauf, daß sich, wenn auch zeitlich begrenzt, auch α -oligohaline Bedingungen einstellen können.

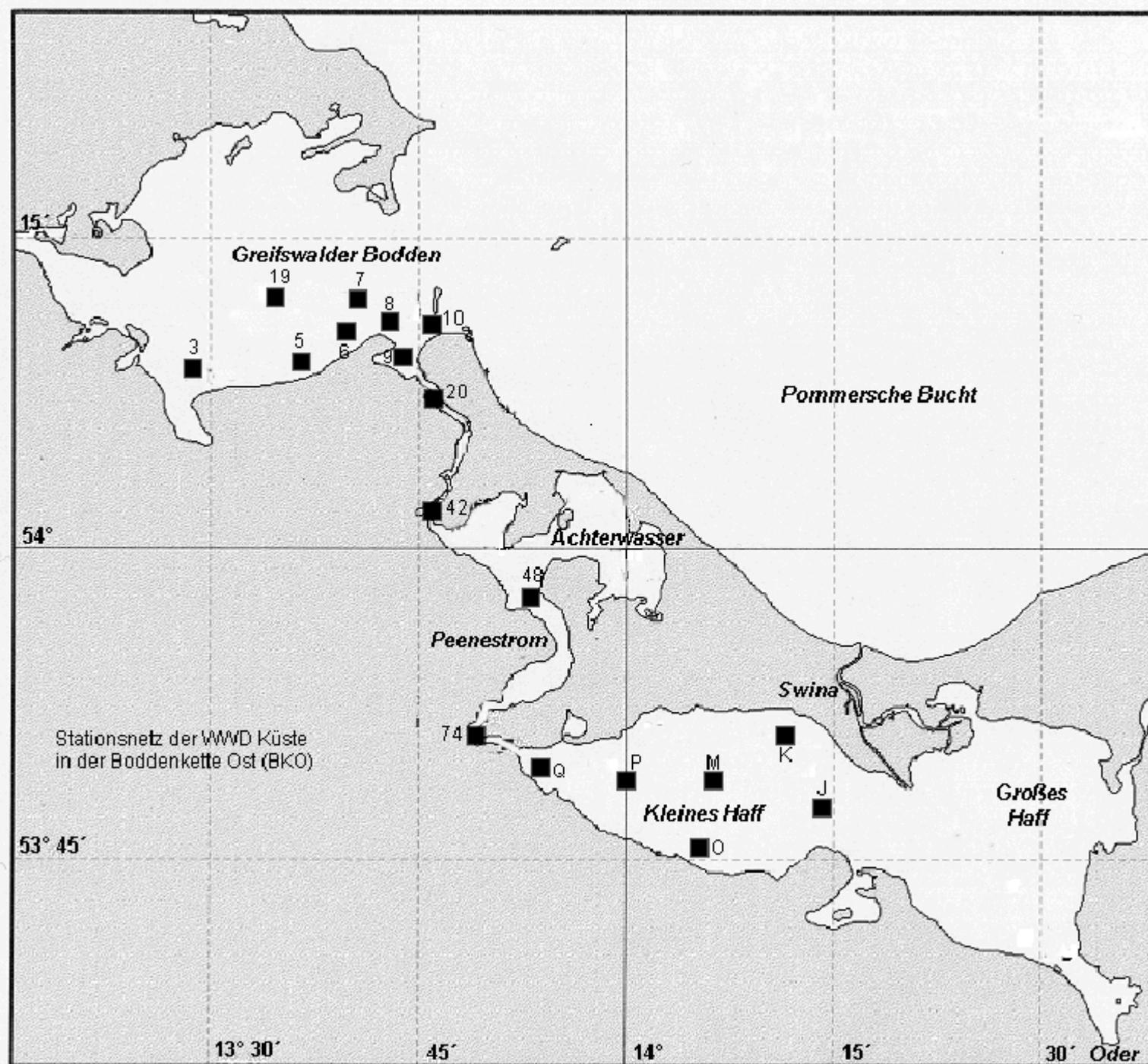


Abb.1: Stationsnetz der WWD Küste in der BKO.

Salzgehaltserhöhungen liegen in beiden ökologischen Zonen in Phasen erhöhten Wasseraustauschs, 1972-81 meistens im Winter, d.h. außerhalb der Vegetationsperiode. Mit der Schneeschmelze zusammenhängender, erhöhter Festlandsabfluß im zeitigen Frühjahr führt regelmäßig zu einer Abnahme des Salzgehalts. Die Salzgehaltsgrenzen der ökologischen Zonen werden dabei in der Regel nicht überschritten, Ausnahmen werden durch das vermehrte Auftreten entsprechender Phytoplanktontaxa indiziert. Außergewöhnlich starker Salzwasserzufluß in den GB kann auch das Phytoplankton-Artenspektrum der sich anschließenden Vegetationsperiode beeinflussen (möglicherweise durch Eintrag von Dauerstadien), selbst wenn sich die Salzgehaltswerte wieder normalisiert haben.

Salinity, annual means 1972-81
Average, maximum, minimum

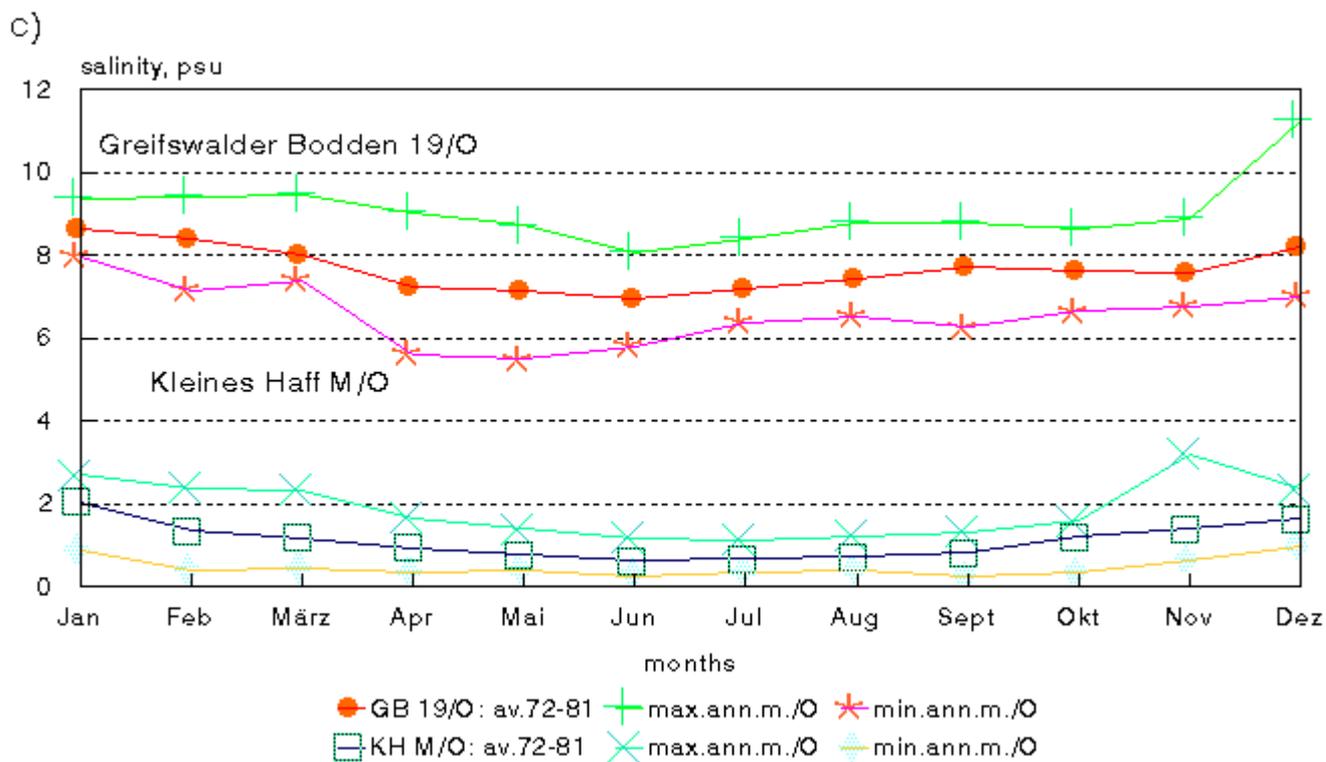
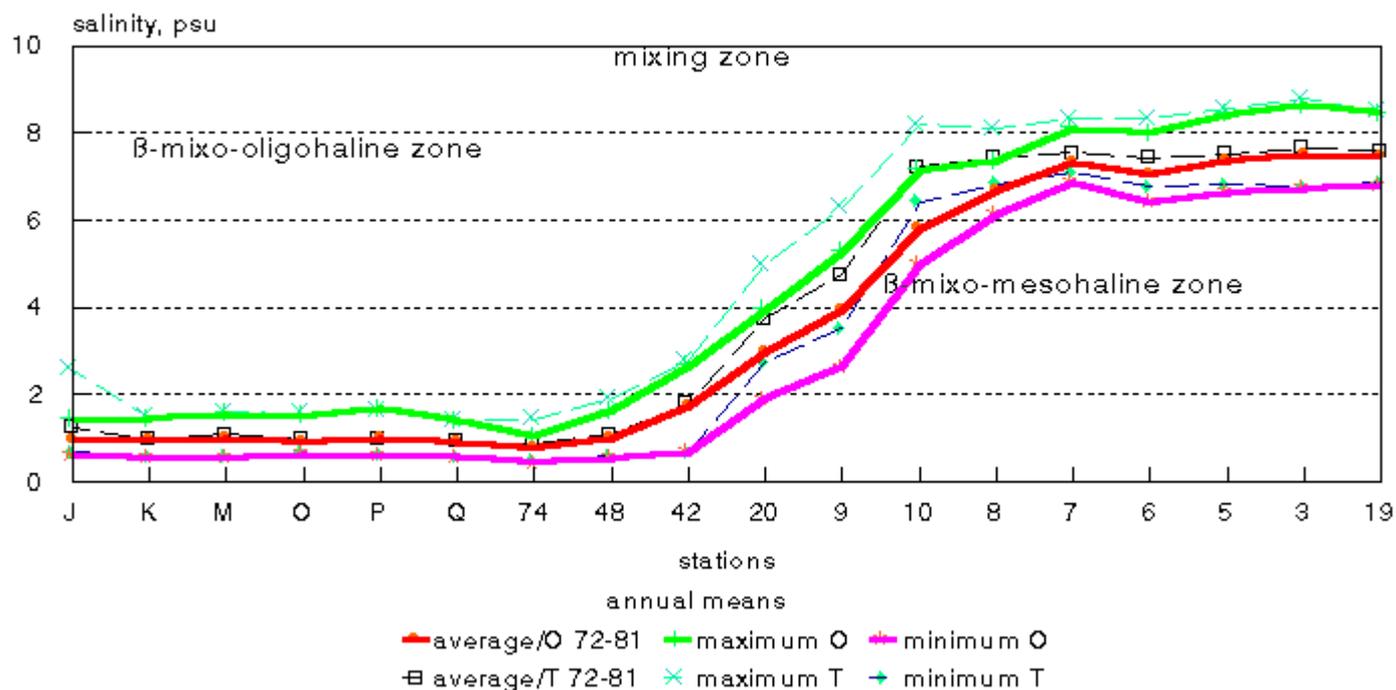


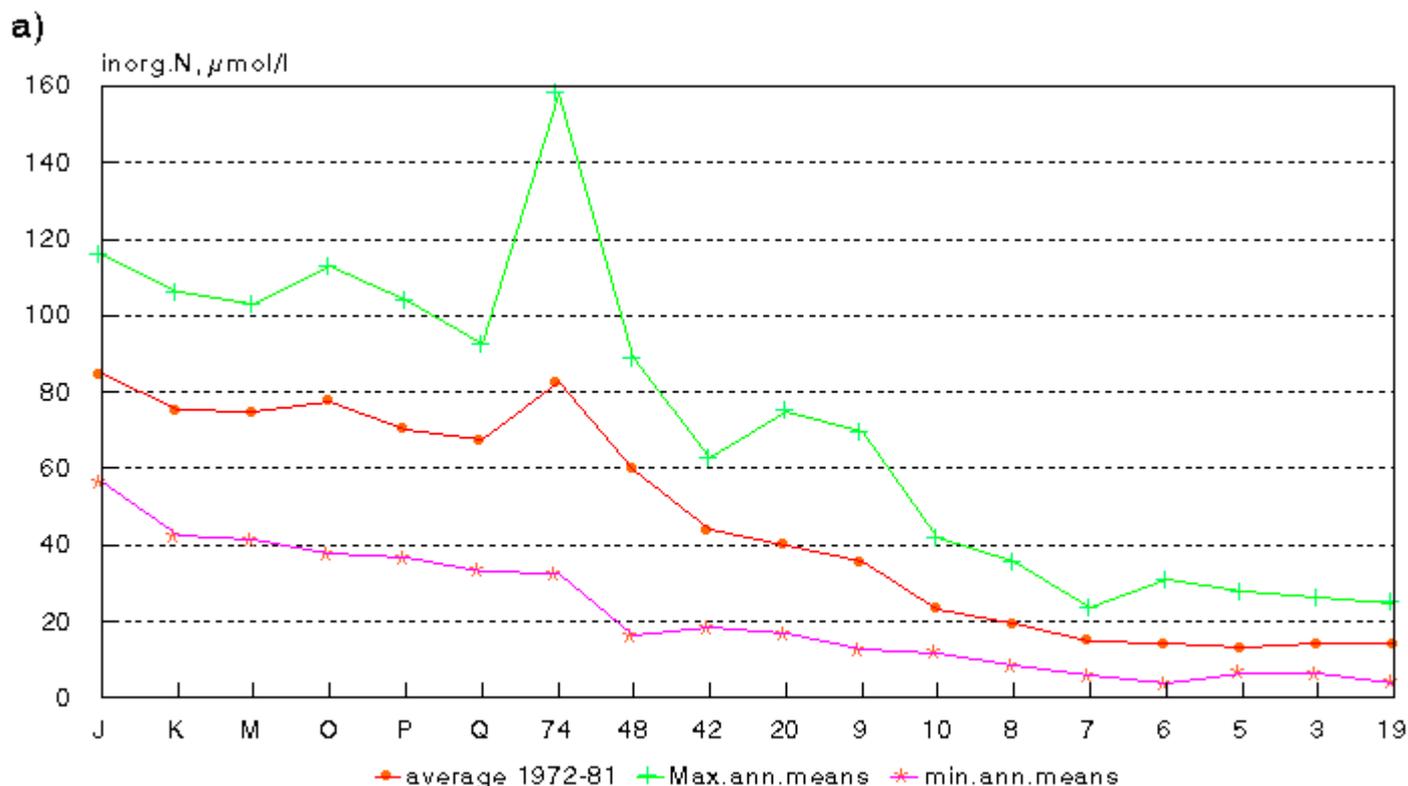
Abb.2: a) BKO Salzverhältnisse und ökologische Zonen b) Mittlerer Jahrgang des Salzgehalts in KH und GB.

O : Oberflächenproben, T : Proben 1m über Grund

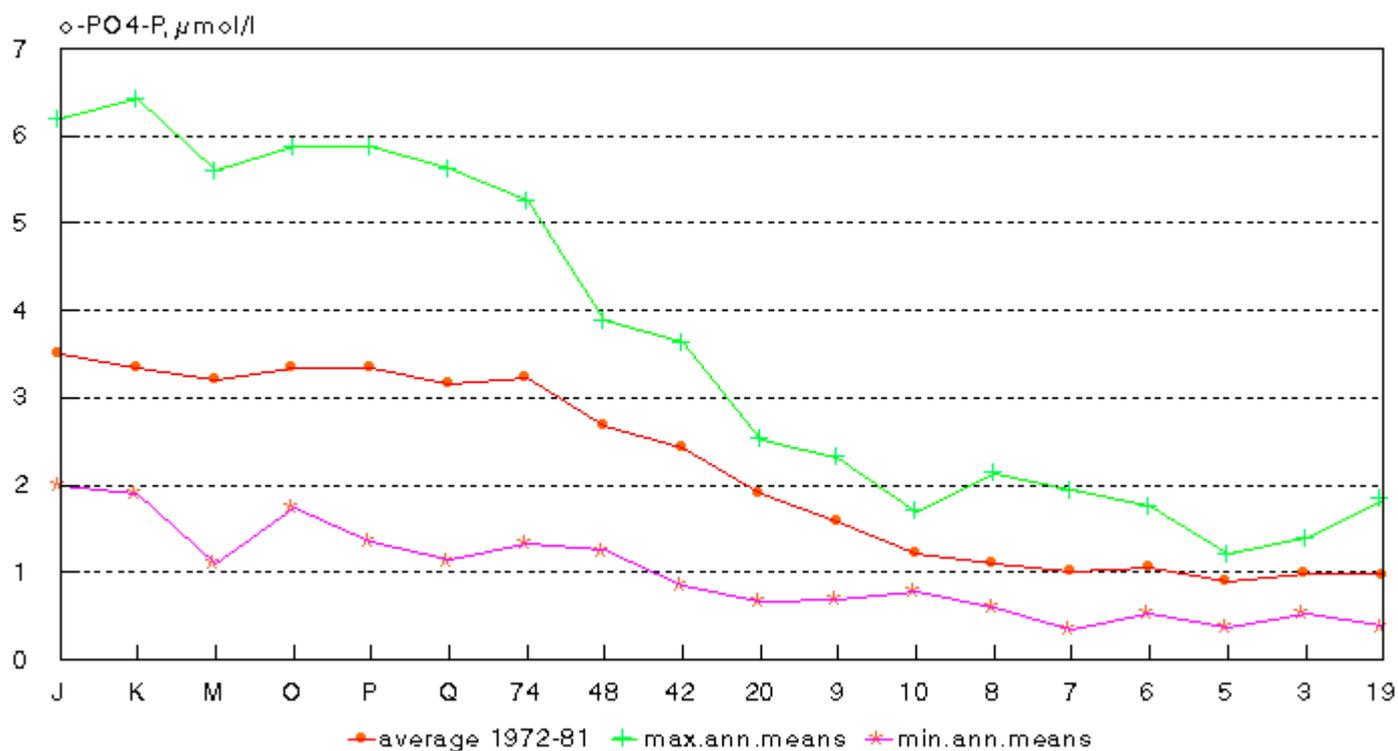
Die räumlichen Veränderungen des Salzgehalts im Verlauf der Gewässerkette haben eine größere ökologische Bedeutung als die jahreszeitlichen. Sie sind u.a. eine Ursache dafür, daß im KH und im GB ganz unterschiedliche Phytoplanktontaxa als Primärproduzenten aktiv sind. Der Sprung im Salzgehaltsgefälle zwischen

Peenestrommündung und GB verweist auf die Bedeutung des Wasseraustauschs mit der benachbarten Ostsee für die Beschaffenheit des GB. Letztere begründet die Sonderstellung des GB im Ästuarsystem (s.u.).

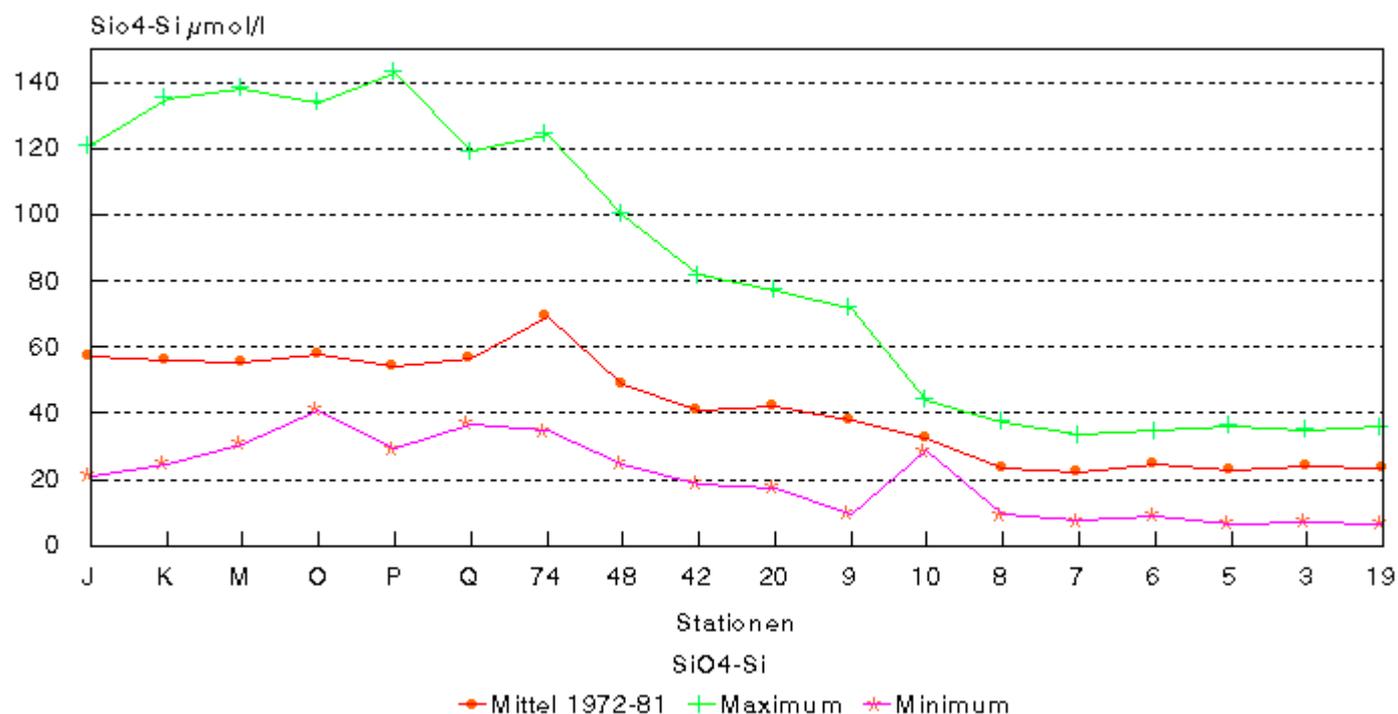
Trophie (Abb.3 und 4): Zwischen mittlerem Salzgehalt und Trophiegrad - repräsentiert durch mittlere Nährstoffkonzentrationen, Phytoplanktonbiomassen und von der Primärproduktion abhängige Parameter wie pH, Sichttiefe und Sauerstoffsättigungsindex - besteht ein im großen ganzen reziprokes Gefälle (Parameter: Jahresmittel, Gesamtmittel von anorg.N-, $\text{SiO}_4\text{-Si}$ -, $\text{o-PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen, Phytoplanktonbiomassen, pH, Sichttiefe, SSI). Mit einer direkten Salzgehaltswirkung hat diese Beziehung jedoch nichts zu tun. Das trophische Gefälle resultiert aus der Lage der Hauptbelastungsquellen in den oberen Abschnitten der Boddenkette (Oder, Uecker, Peene) und dem auch die Salzverhältnisse prägenden Wasseraustausch mit der weniger eutrophierten Ostsee. Die räumliche Verteilung der 10-Jahresmittel der Hauptnährstoffe $\text{o-PO}_4\text{-P}$, anorg. N (DIN) und $\text{SiO}_4\text{-Si}$ zeigt dementsprechend einen sigmoiden Verlauf wie die Salzgehaltskurve. Abweichungen im Verlauf verweisen auf die salzgehaltsunabhängige Steuerung der Nährstoffverhältnisse durch Flußwasserzufuhr (Oder, Uecker, Peene) oder Kläranlagen (PSTMDG). So erstreckt sich im Gegensatz zum Salzgehaltsgefälle die Übergangszone zwischen dem oberen trophischen Plateau im KH und dem unteren im GB über den gesamten Peenestrom. Vor allem N- und Si-Kurve haben ein Maximum im Bereich der Peenemündung (maximaler Eintrag im Frühjahr während und nach der Schneeschmelze). Die höchsten Phytoplanktonbiomassen wurden im PSTR unterhalb der Einmündung der Peene registriert. Die Schwankungsbreite der Jahresmittel ist in den oberen Abschnitten (in Abhängigkeit vom Eintrag durch Oder und Uecker) bedeutend größer als im GB. Die interannuellen Unterschiede sind aber nicht überzubewerten, da die Vergleichbarkeit der Jahresmittel durch unterschiedliche Untersuchungshäufigkeit und -frequenz eingeschränkt ist.



b)



BK Ost/Oberfl., 1972-81, Silikat
Mittel, Maxima, Minima der Jahresmittel



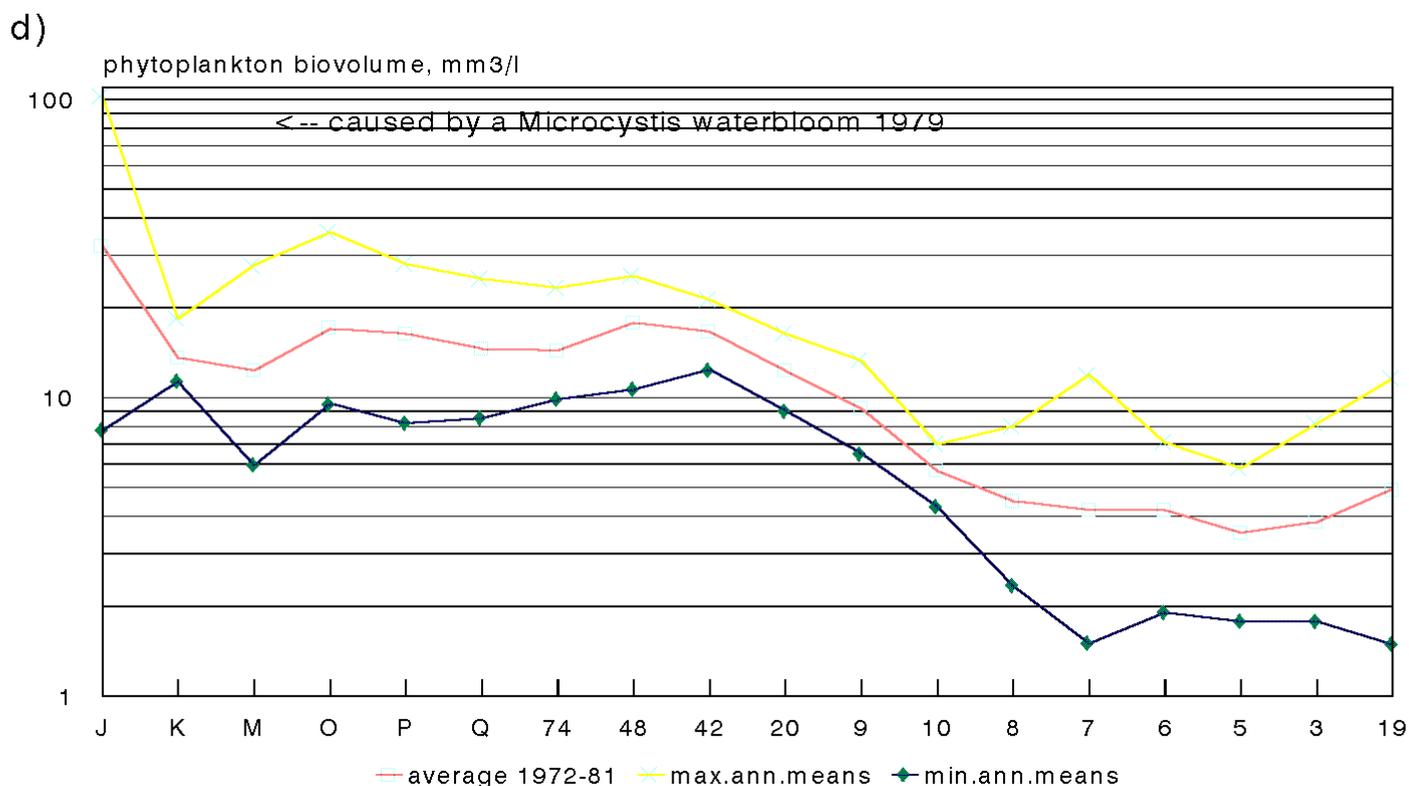


Abb.3: BKO, Trophisches Gefälle, 10-Jahresmittel, größtes und kleinstes Jahresmittel von a) DIN, b) o-PO₄-P, c) SiO₄-Si, d) Phytoplanktonvolumen.

Die Verteilung der mittleren **Phytoplanktonbiomassen** entspricht in der Tendenz den durch die Jahresmittel charakterisierten Nährstoffverhältnissen, d.h. im KH sind die Werte hoch (Maximum vor der Ueckermündung), unterhalb der Peenemündung erreichen sie im PSTR ein Maximum und nehmen dann in Richtung GB deutlich ab. Mittlere **Sichttiefen**, **pH**- und **SSI-Werte** zeigen eine dementsprechend zu erwartende Verteilung (Zunahme der Sichttiefe, Abnahme von pH, Umfang und Schwankungsbreite des SSI mit abnehmenden Phytoplanktonbiomassen). Das heißt, trotz einer erheblichen Detritusbelastung bestimmen Phytoplanktonbiomassen maßgeblich die Transparenz des Wassers, ihre photosynthetische Aktivität den pH-Wert und die Höhe der SSI-Maxima.

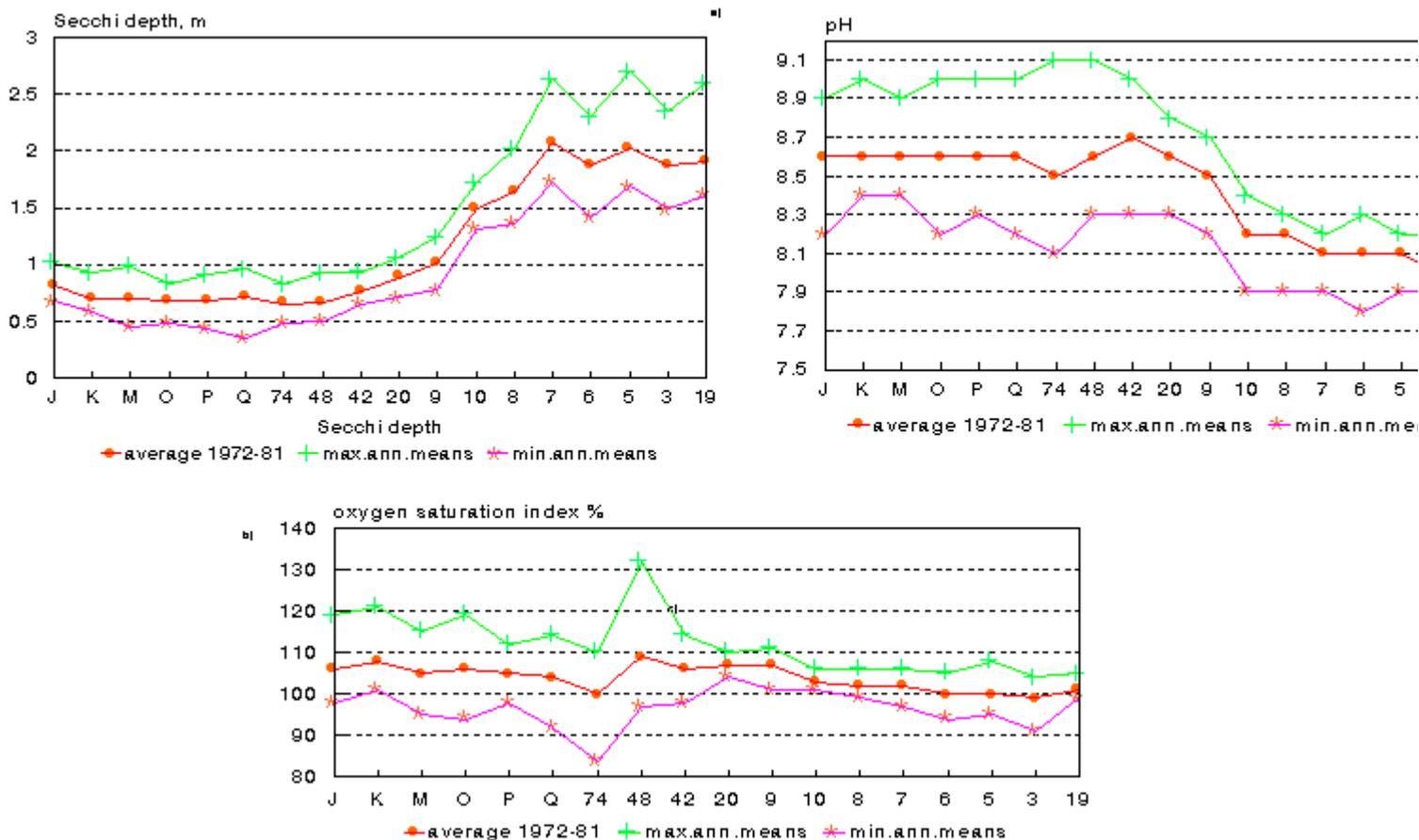


Abb.4: BKO, 10-Jahresmittel, größtes und kleinstes Jahresmittel von Sichttiefe, SSI, pH.

Für eine **Einschätzung/Klassifizierung des Trophiegrads von Küstengewässern** wurde in der WWD in Analogie zur Klassifizierung stehender Binnengewässer (nach dem damaligen DDR-Standard TGL 27885/01, s. KLAPPER 1992) eine innerbetriebliche Richtlinie benutzt, die allerdings mit Mängeln behaftet ist. Im folgenden dienen beide Standards kombiniert zur Ableitung einer -vorsichtigen- Aussage über den Trophiegrad des Ästuarsystems in den Jahren 1972-81.

Nährstoffverhältnisse (Einstufung nach WWD-Richtlinie unter Nutzung der Konzentrationsmaxima im Frühjahr):		
Parameter	KH (St.M)	GB (St.19)
o-PO ₄ -P	eu- bis polytroph	oligo- bis polytroph
anorg. N	poly- bis hypertroph	meso- bis polytroph
Bioproduktionsverhältnisse (Einstufung nach dem Standard für stehende Binnengewässer, Mittel der Vegetationsperiode):		
Phytoplanktonbiomasse	eu- bis polytroph	meso- bis eutroph
Sichttiefe	polytroph	eutroph
pH-Wert	(stark) eu- bis polytroph	mesotroph
Die Von-bis-Spanne bezieht sich auf Unterschiede zwischen den 10 Beobachtungsjahren.		

Nach den Befunden herrschen im KH polytrophe Bedingungen vor, im GB mesotrophe mit Tendenz zur Eutrophie. Die Unterschiede zwischen den Jahren sind methodisch bedingt oder hängen mit der Variabilität der verschiedenen Einflußfaktoren zusammen. Nach den Erfahrungen an Seen lassen die Nährstoffverhältnisse - insbesondere die hohen Einträge anorganischer N-Verbindungen- in beiden Gewässern, vor allem aber im GB eine höhere Phytoplanktonproduktion erwarten als tatsächlich zu beobachten ist. Der Wasseraustausch mit der Ostsee bietet dafür eine plausible Erklärung. Er ist wahrscheinlich auch dafür verantwortlich, daß der Zusammenhang

zwischen den Nährstoffkonzentrationen im Frühjahr und der Phytoplanktonentwicklung in Küstengewässern weniger eng ist als in stehenden Binnengewässern.

Der hohe Trophiegrad im KH und oberen PSTR wird vor allem im Sommer durch die Massenentwicklung von **Cyanobakterien** und die Konzentration der Algenmassen an der Gewässeroberfläche durch physikalische Prozesse augenfällig. Eutrophierung - Algenmassenentwicklung - Wasserblüte sind in diesen Fällen kausal verknüpft. Territorial begrenzte Cyanobakterienwasserblüten im GB entstehen durch die gleichen physikalischen Prozesse, haben aber mit Eutrophierung und Algenmassenentwicklung nichts zu tun (s.u.).

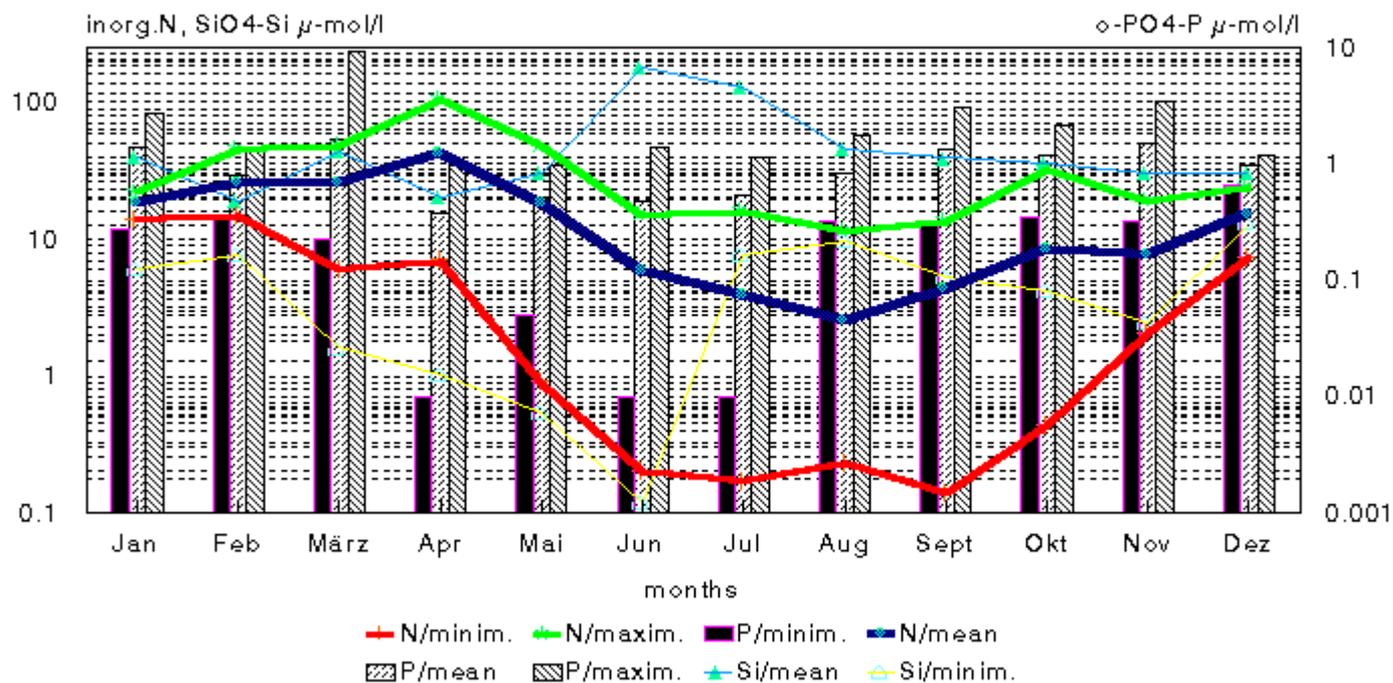
Langzeittrends: Im Gegensatz zu den räumlichen Gradienten sind zeitliche Veränderungen (Trends) aus den berechneten Jahresmitteln wegen der Inhomogenität der 10 Jahresreihen nicht sicher abzuleiten. Immerhin ergeben sich Anhaltspunkte für eine Eutrophierungstendenz aus der nachweisbaren Zunahme der Nährstoffbelastung, die sich jedoch in den Parametern der Bioproduktion nicht widerspiegelt (Wasseraustausch ! s.o.).

Mittlere Jahressgänge (Abb. 5): Sowohl die maßgeblichen Einflußfaktoren der Bioproduktion (Wassertemperatur, Globalstrahlung, Nährstoffe) als auch Phytoplanktonbiomassen und die von der Photosyntheseaktivität abhängigen Beschaffenheitskriterien (pH, Sichttiefe, SSI) unterliegen in allen Bereichen der Gewässerkette einer charakteristischen jahreszeitlichen Veränderlichkeit. Aus den durch die Mittleren Monatswerte (s.o.) darstellbaren Mittleren Jahressgängen der verschiedenen Variablen sind einige generelle Aussagen ableitbar:

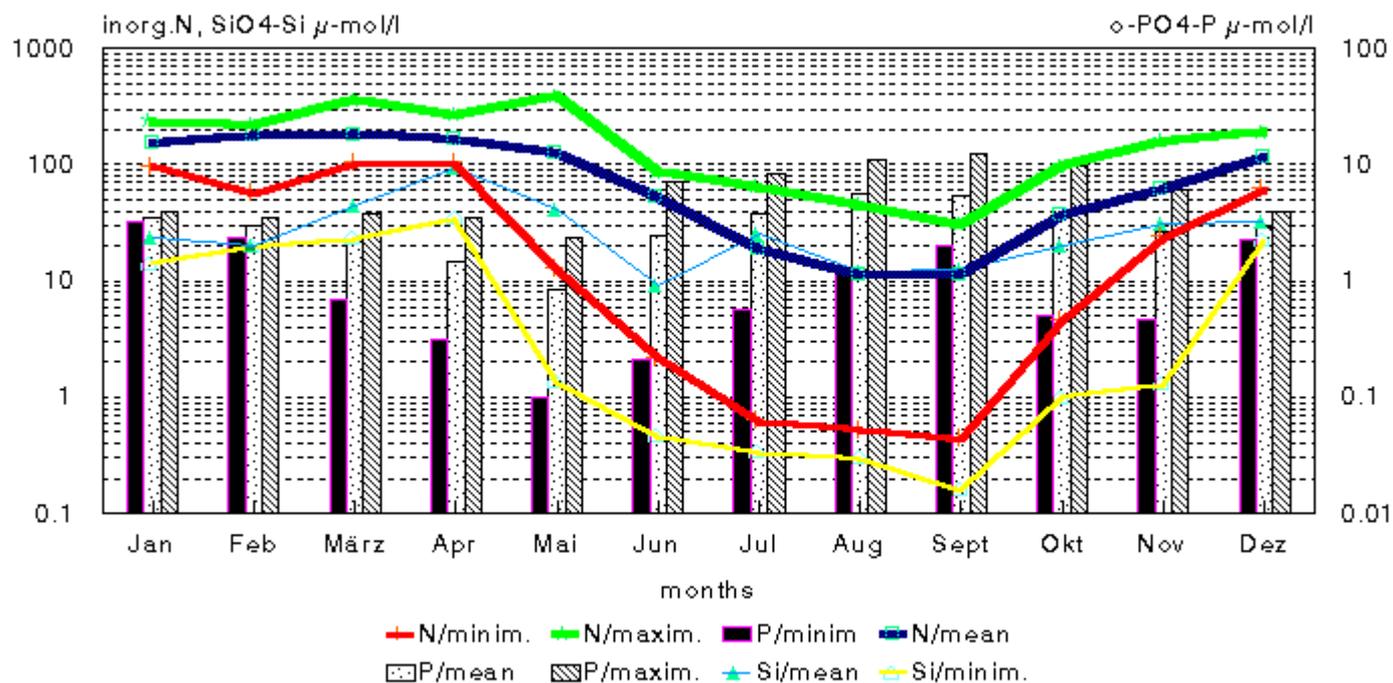
- **Wassertemperatur und Globalstrahlung** und ihre jahreszeitliche Variabilität entsprechen den Bedingungen unserer Klimaregion. Die Schwankungsbreite der Wassertemperatur um ca 20-25 °C ist eine wesentliche Ursache für den Aspektwechsel des Phytoplanktons. Die Frühjahrsformen -überwiegend Kieselalgen- sind an niedrige Wassertemperaturen angepaßt, die Sommerformen -überwiegend Cyanobakterien- an höhere. Eine Koppelung der Temperaturadaptation an eine Lichtadaptation ist denkbar (SCHMIDT 1990 und 1996). *Achnanthes taeniata*, ein Kaltwasserplankter des GB, entwickelt sich z.B. nur im -strahlungsreichen- Frühjahr (der Anstieg der Strahlungskurve eilt dem Anstieg der Temperaturkurve etwa um 1 Monat voraus !), *Skeletonema costatum* dagegen im Frühjahr und -strahlungsärmeren- Herbst. Die ökologische Wirkung der beiden Faktoren ist daher nicht nur von diesen selbst, sondern auch von den dominierenden Phytoplanktern abhängig.

- Die jahreszeitliche Variabilität der **Nährstoffkonzentrationen** wird durch Nachlieferung (Eintrag, Remineralisation), Verbrauch (biologische Bindung) und Austrag bestimmt. Auf Grund erhöhter Festlandsabflüsse, gewässerinterner Mineralisierung und geringer Photosyntheseaktivität sind o-PO₄-P-, anorg.-N- und Si-Konzentrationen zu Beginn der Vegetationsperiode im Frühjahr hoch. Der mit zunehmender Globalstrahlung zunehmende Verbrauch wird in allen Gewässerabschnitten zunächst durch den hohen Zustrom kompensiert. Es folgt eine Periode der schnellen Abnahme bis zu einem -meist fröhsommerlichen- Minimum durch erhöhten Verbrauch bei geringem Zustrom. Im **KH** erreichen P und Si im Mai ein Konzentrationsminimum, verschwinden aber nicht aus dem Wasserkörper. Ausgeprägter ist das sommerliche N-Minimum, das -wie der schnelle Wiederanstieg der P-Ganglinie zeigt- von einer Verschiebung des N:P-Verhältnisses zugunsten des P begleitet wird. Im **GB** liegt das kurzzeitige Si-Minimum im Mai, die Mittleren Monatswerte für P und N bleiben jedoch für mehrere Monate auf einem niedrigen Niveau, N bis September. Ab Oktober nehmen die Nährstoffe in der gesamten Gewässerkette -mit lichtbedingt abnehmender Bioproduktion- wieder zu. Zu Zeiten intensiveren Wasseraustauschs in den Wintermonaten ist auch mit einem erhöhten Austrag gelöster Nährstoffe zu rechnen.

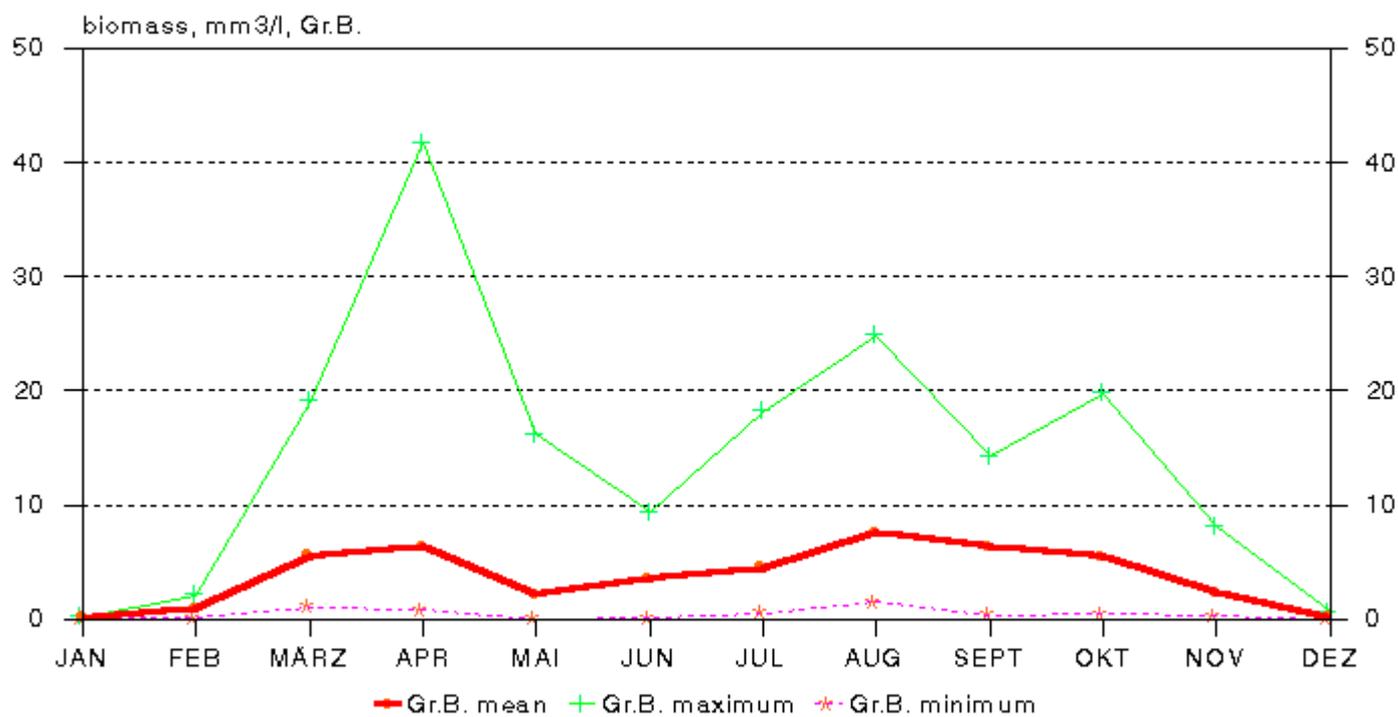
Gr.B., nutritive conditions
 inorg.N, o-PO4-P, SiO4-Si
 mean annual course, minimum



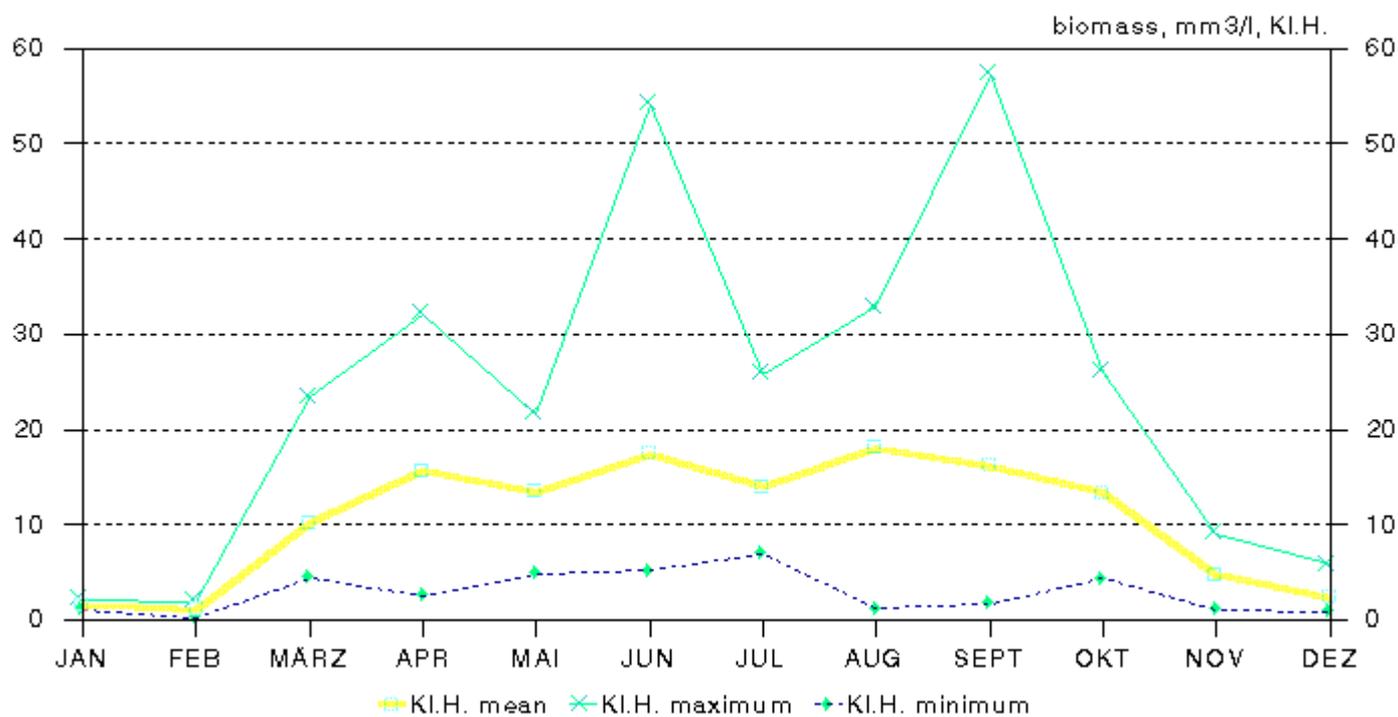
Kl.Haff, nutritive conditions
 inorg.N, o-PO4-P, SiO4-Si
 mean annual course, maximum, minimum



Phytoplankton biomass, Gr.B.
 mean annual course, maximum, minimum

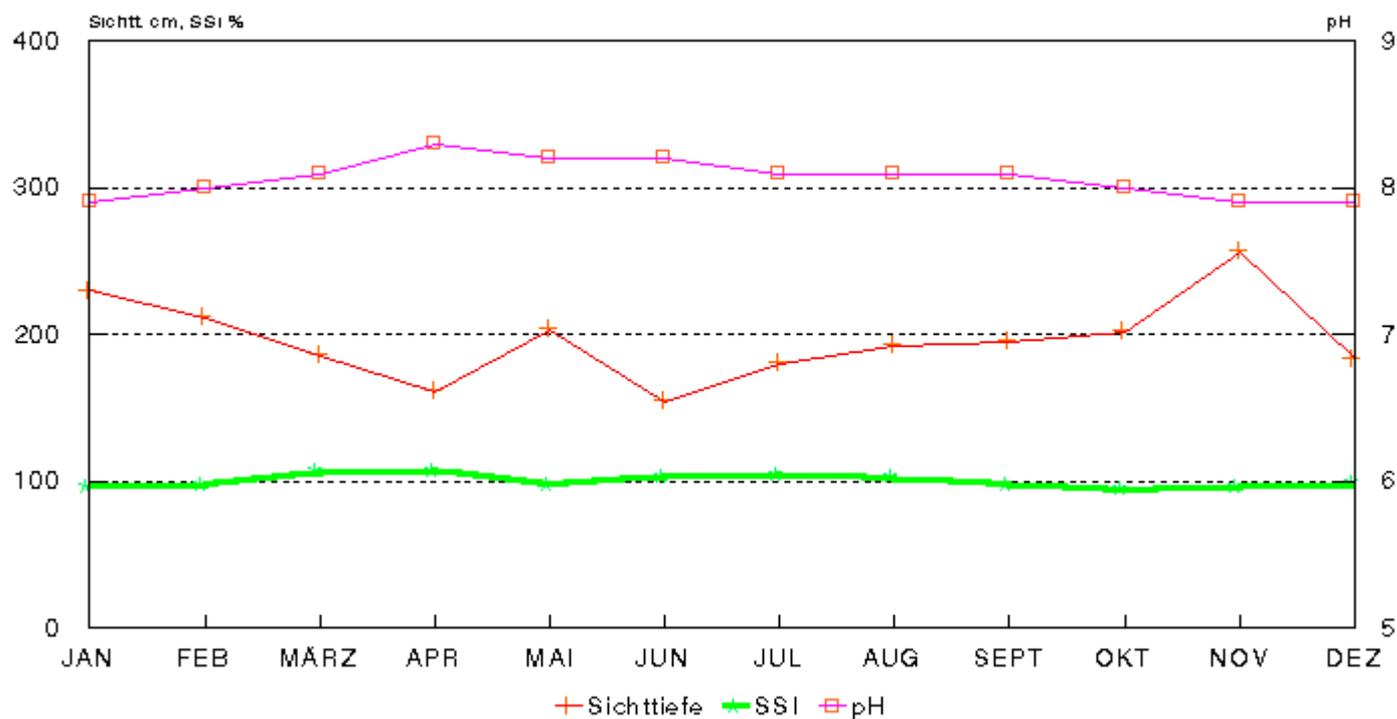


Phytoplankton biomass, K.H.
 mean annual course, maximum, minimum



Auswertung Monitoring WWD Küste

Greifsw. Bod. St.19, Sichttiefe, pH, SSI
Mittlere Monatswerte 1972-81



Kleines Haff. St.M, Sichttiefe, pH, SSI
Mittlere Monatswerte 1972-81

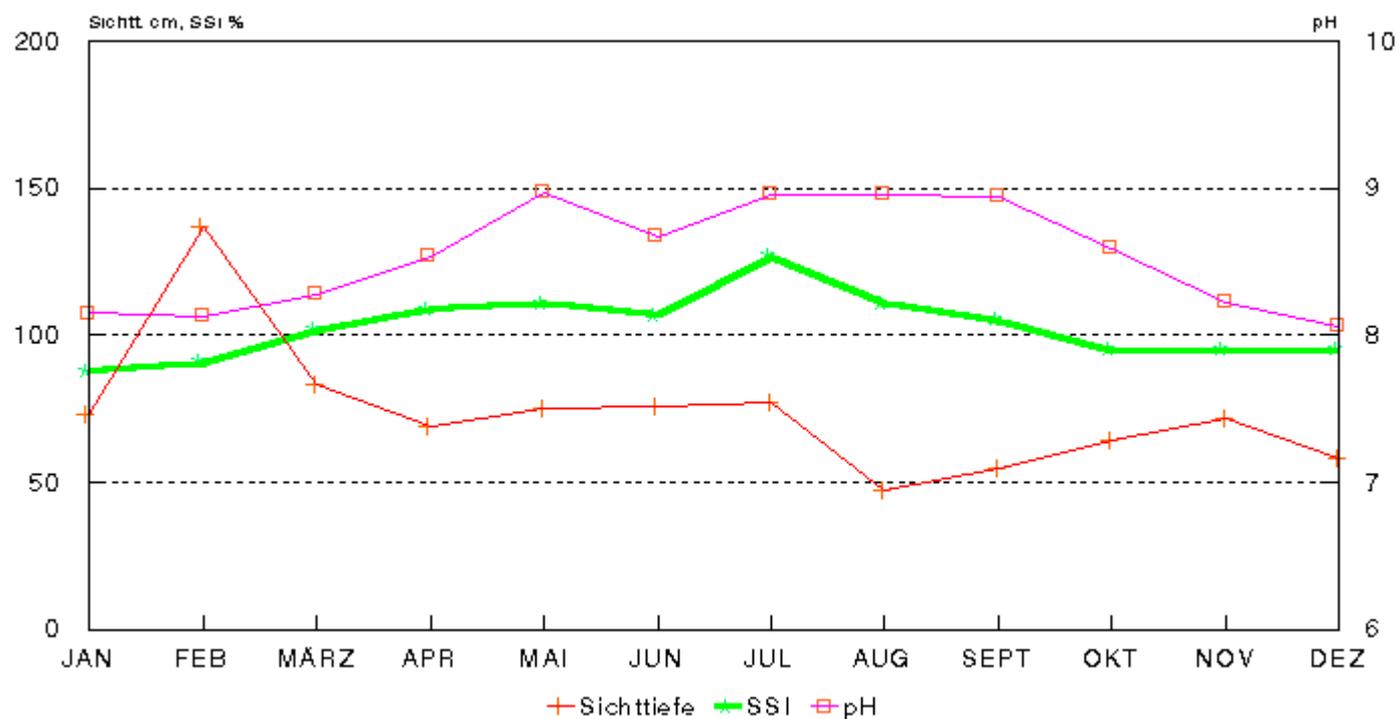


Abb.5: KH und GB, Mittlere Nährstoffkonzentrationen, Phytoplanktonbiomassen, Sichttiefen, pH, SSI.

- Das **Phytoplanktonvolumen** (Biomasse) zeigt im GB einen 2-phasigen Verlauf, der von dem bereits erwähnten Aspektwechsel begleitet ist, d.h. die pelagische Primärproduktion wird in 2 zeitlich getrennten Phasen von

taxonomisch und hinsichtlich ihrer Umweltansprüche verschiedenen Populationen getragen. Die Frühjahrspopulation aus kaltstenothermen Kieselalgen entwickelt sich unter günstigen Licht- und Nährstoffbedingungen und beendet die Vegetation

bei schnell ansteigenden Wassertemperaturen, nahezu verbrauchten Nährstoffressourcen und sich trotz noch zunehmender Globalstrahlung verschlechternden Lichtbedingungen im Wasserkörper (abnehmende Sichttiefe). Die Sommerpopulation -überwiegend wärmeliebende Cyanobakterien, aber auch Kieselalgen- startet und entwickelt sich unter diesen ungünstigen Bedingungen, was für eine gute Anpassung spricht. Im **KH** verläuft die Frühjahrsphase ähnlich wie im GB. Auch hier dominieren zunächst Kaltwasserplankter -überwiegend Kieselalgen-, die allerdings nicht so streng an niedrige Temperaturen gebunden sind wie die Boddenformen. Der Aspektwechsel zugunsten wärmeliebender Sommerformen -Cyanobakterien- vollzieht sich allmählicher. Ein phytoplanktonarmes Klarwasserstadium -und damit eine Mehrphasigkeit der Phytoplanktonentwicklung- ist aus der Mittelwertkurve nicht ablesbar (s.u.). Im Herbst nehmen die Phytoplanktonbiomassen in beiden Salzgehaltszonen mit abnehmender Globalstrahlung ebenfalls ab.

- Der mittlere Jahresgang der **Sichttiefe** zeigt in beiden Salzgehaltszonen einen den Biomassen entgegengesetzten Verlauf. Die mittleren **pH-Werte** steigen im GB vor allem während der Frühjahrsphase der Phytoplanktonentwicklung an und nehmen vom Maximum im April -ohne Abnahme während des Klarwasserstadiums- allmählich bis zum Jahresende ab. Im KH liegt das pH-Maximum im Mai, und die Mittleren Monatswerte bleiben bis September im annähernd gleichen Niveau, um danach bis zum Minimum im Januar abzunehmen. Auf Grund der bekannten Korrelation des pH-Wertes zur Photosyntheseaktivität kann aus diesem Verhalten abgeleitet werden, daß im GB der Schwerpunkt der Bioproduktion in der Regel im Frühjahr liegt, im KH dagegen in den Sommermonaten. Unterschiede im Trophiegrad sind daher nur durch ganzjährige Untersuchungen erfaßbar, und die Höhe des Biomassemaximums ist kein geeigneter Parameter der Trophie.

Szenarien: Auf Grund der hohen Variabilität sind die durch die mittleren Monatswerte dargestellten mittleren Jahresgänge mehr oder weniger theoretischer Natur. Wichtige Kenngrößen -z.B. die Lage von Maxima und Minima- werden ungenau oder sogar falsch wiedergespiegelt. Noch problematischer sind Rückschlüsse auf funktionale Zusammenhänge zwischen verschiedenen Parametern. Vor allem hinsichtlich der Steuerung der Populationsdynamik des Phytoplanktons durch verschiedene Einflußfaktoren während der Vegetationsperiode können aus dem Vergleich der Mittelwertkurven nur sehr vorsichtige Schlüsse gezogen werden, die -möglichst- experimentell oder -zumindest- an konkreten Verläufen zu überprüfen sind.

Die tatsächlichen jahreszeitlichen Veränderungen von Phytoplanktonzusammensetzung und -biomasse in den beiden Salzgehaltszonen werden vor allem durch allgemeine Bedingungen wie Salzverhältnisse und Wassertemperatur, durch bottom-up-Faktoren wie Lichtangebot und Nährstoffe und top-down-Faktoren wie das Zooplanktongrazing gesteuert. Ein weiterer, bisher weniger diskutierter Einflußfaktor ist die unterschiedliche Anpassung der zu verschiedenen Jahreszeiten, in verschiedenen Jahren bzw. in den verschiedenen Salzgehaltszonen dominierenden Taxa an die herrschenden Bedingungen (Temperatur, Strahlung, Verfügbarkeit von Nährstoffen, N:P-Verhältnis). Sie ist dafür verantwortlich, daß verschiedene Arten auf ähnliche Ausgangsbedingungen unterschiedlich reagieren können.

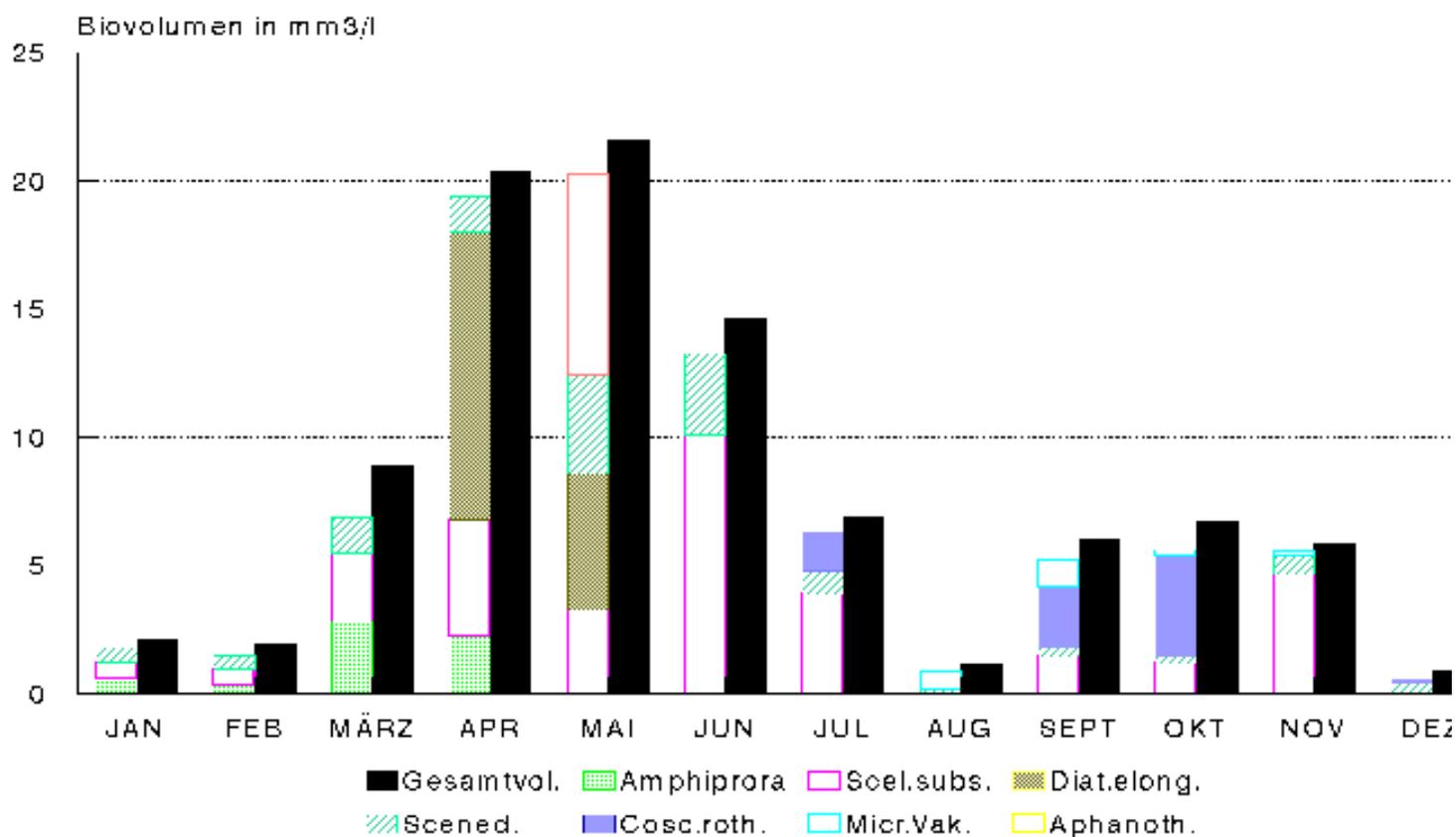
Schon durch die Anzahl maßgeblicher Einflußfaktoren und deren ebenfalls von der Jahreszeit und anderen Einflüssen abhängige Variabilität sind zahlreiche Variationsmöglichkeiten für die Populationsdynamik des Phytoplanktons gegeben. Die im Zeitraum 1972-81 festgestellten, z.T. erheblichen qualitativen und quantitativen Unterschiede sind damit zwanglos erklärbar. Die synökologische Interpretation der Phytoplanktonentwicklung in den einzelnen Beobachtungsjahren, d.h. die kausale Erklärung der Phytoplanktonbefunde durch das Zusammenspiel der jeweils dominierenden Faktoren, ist jedoch sehr schwierig, da funktionelle Zusammenhänge und Umsatzraten aus (statischen) Monitoringdaten nicht direkt ablesbar sind (s.o.). Über das im Jahresverlauf wechselnde Regime der verschiedenen Einflußfaktoren können daher nur mehr oder weniger hypothetische Aussagen getroffen werden. Falsch wäre es auf jeden Fall, nur gemessene Größen in die Betrachtung einzubeziehen.

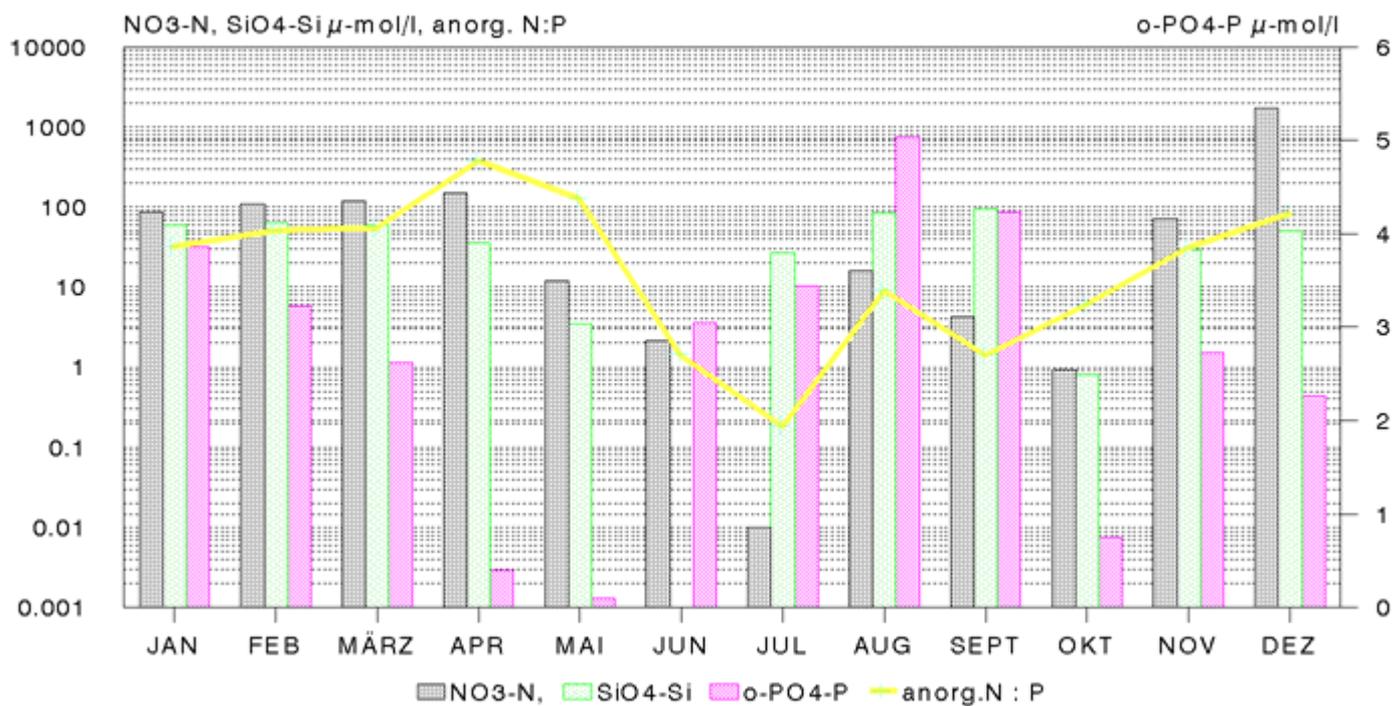
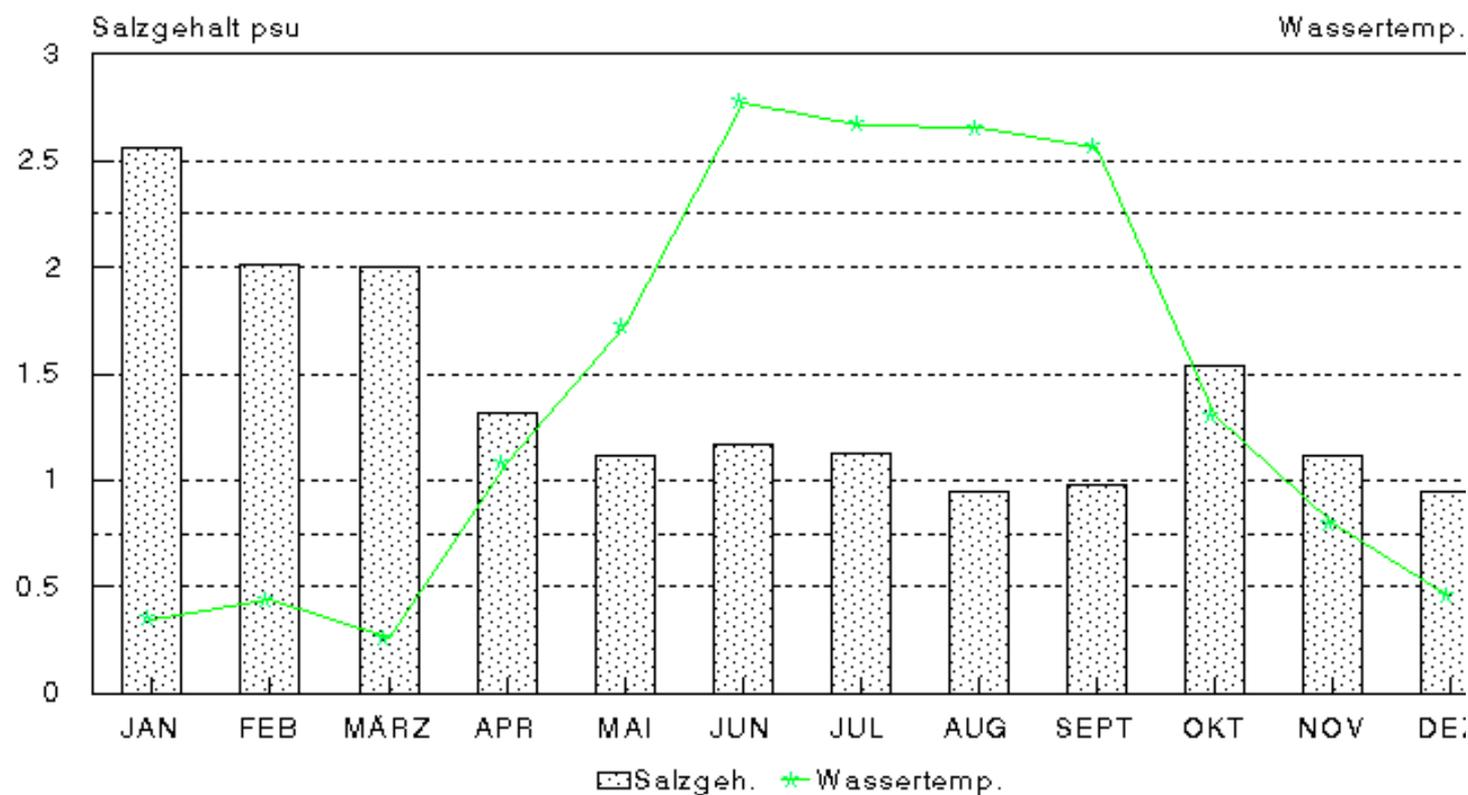
Unter den Steuergrößen der Phytoplanktonentwicklung kommt dem **Temperaturfaktor** vor allem zu Beginn der Vegetationsperiode besondere Bedeutung zu (SCHMIDT 1990a). Er beeinflußt den Zeitpunkt -weniger durch die absolute Höhe der Wassertemperatur als über die Regulation der Eisverhältnisse-, die Nährstoffverhältnisse -durch

Steuerung der Nährstoffeinträge während der Schneeschmelze- und die Phytoplanktonzusammensetzung -durch Förderung verschiedener Taxa in unterschiedlichen Temperaturbereichen-. Der damit weitgehend programmierte Verlauf der Frühjahrsphase wird dann seinerseits zu einem bestimmenden Faktor für die weitere Entwicklung bis zum Jahresende. Unterschiedliche Temperaturverhältnisse waren daher im Beobachtungszeitraum Ausgangspunkt verschiedener, für das Ästuarsystem charakteristischer "Szenarien" (im Sinne einer durch die wechselnde Wirkung verschiedene Einflußfaktoren gesteuerten Szenenfolge). Im folgenden werden für beide Salzgehaltzonen zwei hinsichtlich der genannten Bedingungen verschiedene Jahrgänge, 1974 als Jahr ohne und 1979 als Jahr mit extrem langer Eisperiode, vorgestellt. Die Wahrscheinlichkeit, daß sie sich unter vergleichbaren Ausgangsbedingungen wiederholen, ist gegeben. Abweichungen sind aber schon durch die Länge der Kausalketten vorprogrammiert.

1974, Phytoplanktonentwicklung ohne vorangegangene Eisperiode:

Mit Ausnahme des nördlichen KH und des PSTR bis Wolgast (Vereisung von Dez. 73 bis Mitte Jan. 74) kam es 1974 in der gesamten Boddenkette nicht zur Ausbildung einer geschlossenen Eisdecke.





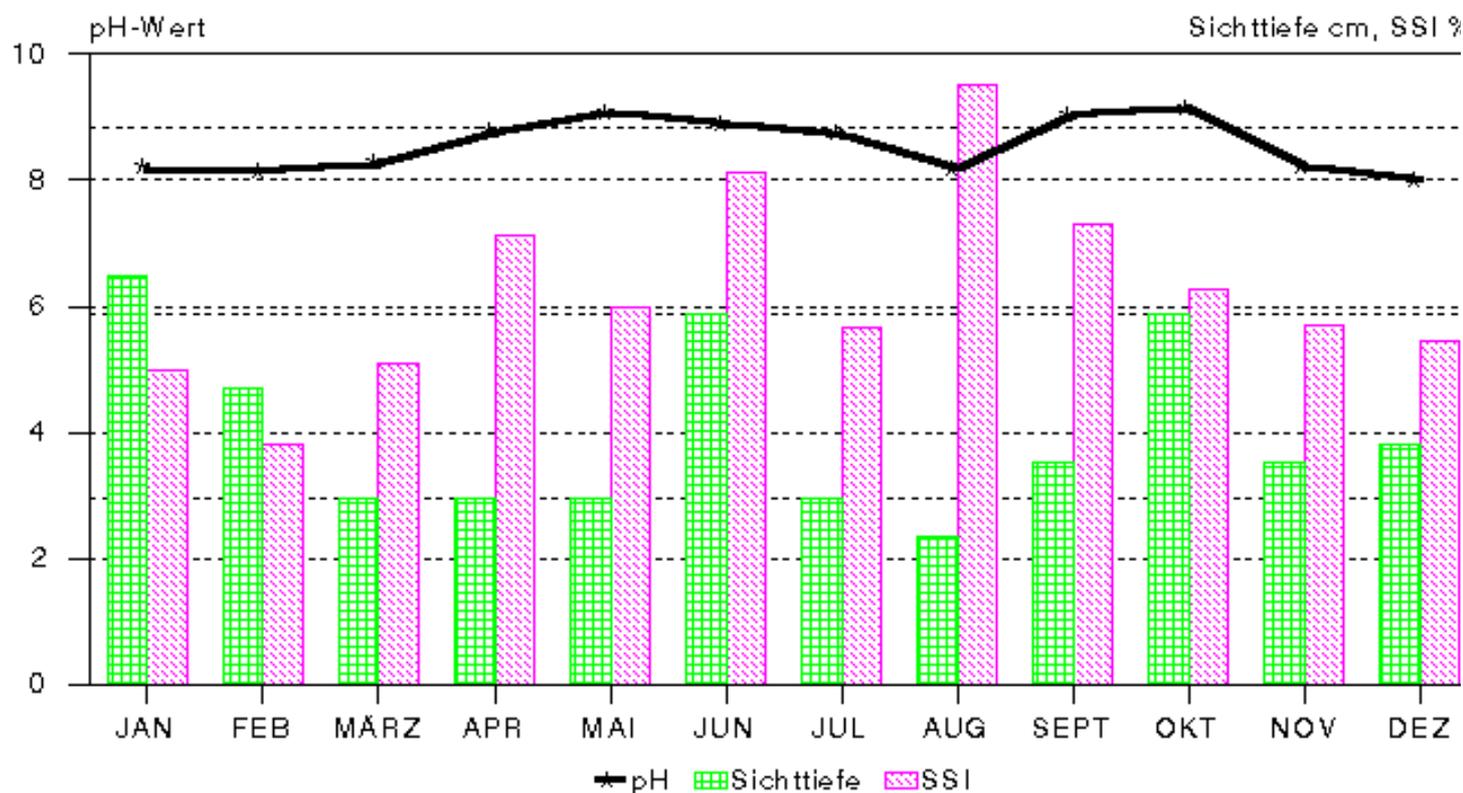


Abb.6: Szenarium KH, Stat. M, 1974. Scel.subs. - *Skeletonema subsalsum*, Diat.elong. - *Diatoma elongatum*, Scened. - *Scenedesmus*-Arten, Cosc.roth. - *Coscinodiscus rothii*, Micr.Vak. - großzellige *Microcystis*-Arten mit Gasvakuolen, Aphanoth. - *Aphanothece* sp.

Im KH (Abb.6) ist die Startsituation zu Jahresbeginn durch relativ hohen Salzgehalt von ca 2,5 psu, hohe anorg.-N-, SiO_4 -Si- und o-PO_4 -P-Konzentrationen, $\text{N:P} > 20$ und kleine Phytoplanktonbiomassen charakterisiert. Der Jahresverlauf der Phytoplanktonbiomasse ist 2-gipflig. Das Minimum zwischen beiden Phasen liegt im August. Schon aus diesem Grund kann Phase 1 nicht als Frühjahrsphase bezeichnet werden. Auf die Frühjahrsmonate mit niedriger Wassertemperatur beschränkt ist nur die Populationsentwicklung der *Amphiprora*-Arten. *Diatoma elongatum* gehört im April/Mai, *Aphanothece* im Mai zu den Dominanten, und nur *Scenedesmus* und *Skeletonema subsalsum* haben von März-Juli produktionsbiologische Bedeutung. Auch in Phase 2 ist die Zusammensetzung der Populationen heterogen. Die in anderen Jahren in Massenentwicklung angetroffenen *Microcystis*-Arten mit Gasvakuolen spielen 1974 kaum eine Rolle. Dominant sind im Sept./Okt. die euryhaline *Coscinodiscus rothii* und -erneut- *Skeletonema subsalsum*, die dann im Nov. -als diakmischeForm- die Hauptmenge der Phytoplanktonbiomasse bildet.

Mögliche Kausalbeziehungen zwischen Populationsdynamik und Einflußfaktoren:

- erhöhter Salzgehalt im zeitigen Frühjahr \Rightarrow Entwicklung mesohalober -*Amphiprora*- und halophiler -*Diatoma*-Taxa; Dominanz euryhaliner Oligo- und Mesohalobien.

- Die Populationsentwicklung von *Amphiprora*, *Diatoma* und *Microcystis* (großzellige Arten mit Gasvakuolen) entspricht den bekannten Temperatursprüchen dieser Taxa, *Skeletonema subsalsum* erweist sich als eurytherm; ausgesprochene Sommerformen sind nur die *Microcystis*-Arten, die aber 1974 nur kleine Populationen bilden (Folge der relativ niedrigen Sommertemperaturen?)

- Bis Mai Zunahme der Phytoplanktonbiomassen mit zunehmender Globalstrahlung;

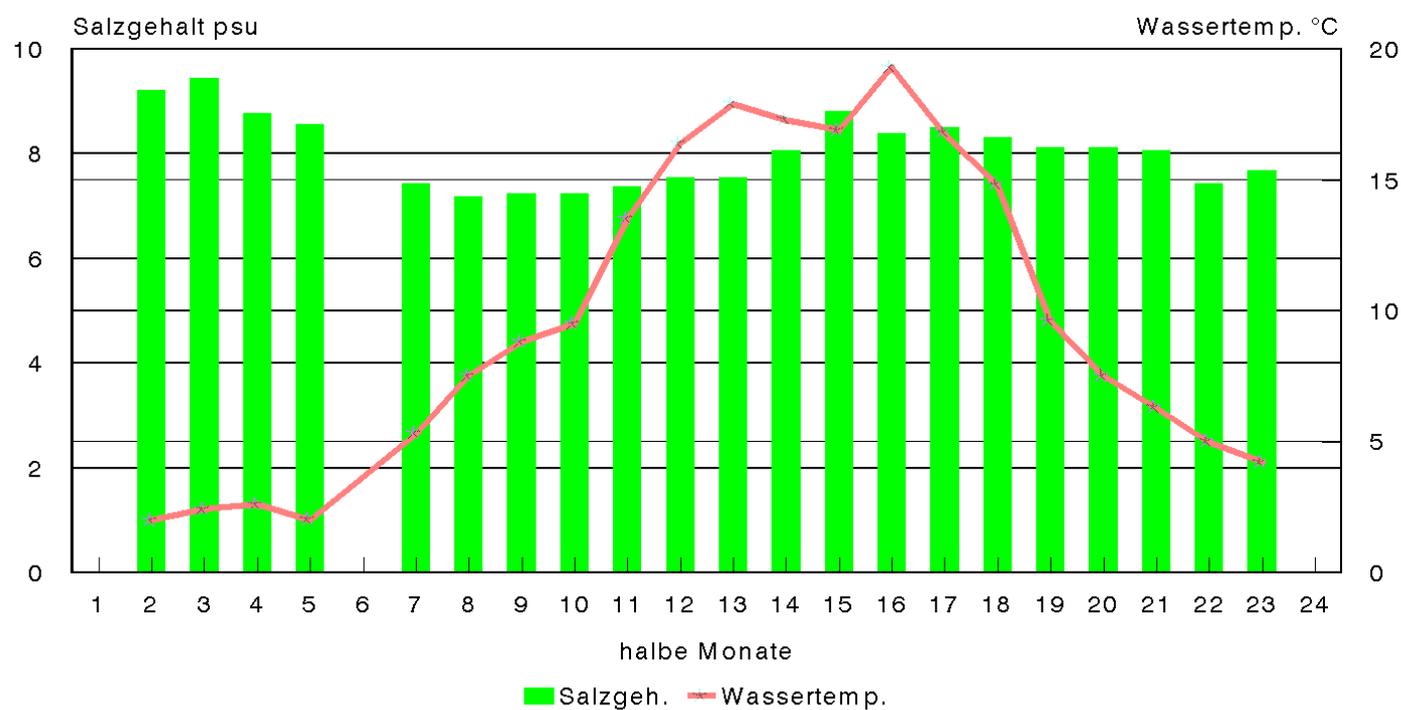
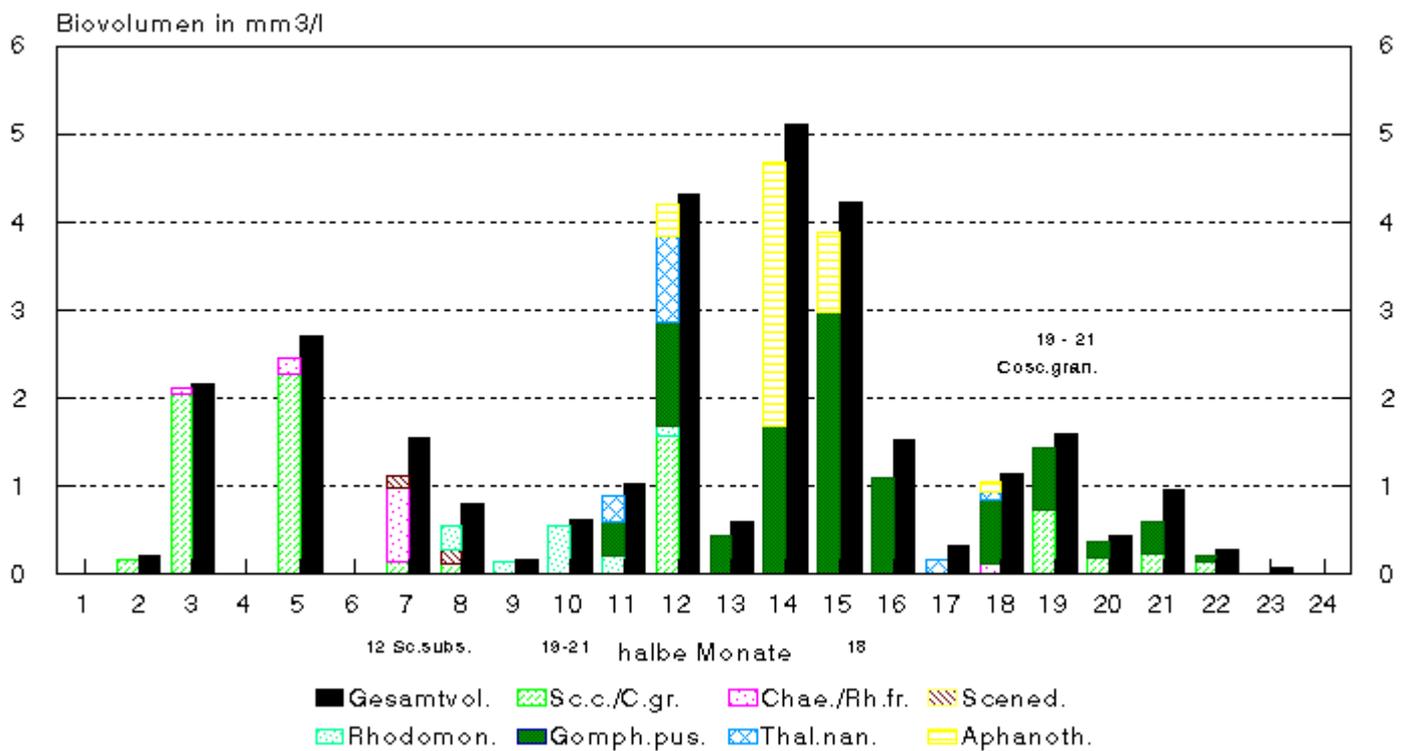
- Die Ganglinien von Phytoplanktonbiomasse und P zeigen das ganze Jahr über einen reziproken Verlauf \Rightarrow die Bioproduktion bestimmt offensichtlich die P-Konzentration und nicht die P-Konzentration die Bioproduktion. N- und Si-Bilanz werden ab Mai negativ, wahrscheinlich vor allem infolge eines erhöhten Verbrauchs durch die Primärproduzenten, aber auch infolge der geringeren Nachlieferung über die Zuflüsse. Zur Zeit des N-Minimums im Juli sind die Phytoplanktonpopulationen bereits reduziert, zur Zeit des Biomasseminimums im August die N- und Si-Konzentrationen jedoch wieder angestiegen (d.h. der niedrigen Biomassekonzentration entspricht ein geringer Nährstoffverbrauch). Das Biomasseminimum ist daher nicht bzw. nicht ausschließlich als Folge eines Nährstoffmangels anzusehen, obwohl auch das suboptimale N:P-Verhältnis für eine ungünstige Nährstoffsituation spricht. In der 2. Phase der Phytoplanktonentwicklung nehmen N, P und Si (Dominanz von Kieselalgen) erneut ab. Eine Mangelsituation wird durch die Biomassen jedoch nicht widerspiegelt.

- Die **pH-Werte** spiegeln eine der Populationsdynamik entsprechende photosynthetische Aktivität wider, obgleich die beiden Gipfel der Kurve nicht der unterschiedlichen Höhe der Biomassegipfel entsprechen. Das pH-Minimum im August bestätigt das gemessenen Biomasseminimum.

- Die Variabilität der **Sichttiefen** korreliert kaum mit der jahreszeitlichen Veränderung der Phytoplanktonbiomasse.

Nach den Befunden war 1974 im KH die Globalstrahlung bis Mai die führende Steuergröße der Phytoplanktonentwicklung. Der relativ große Umfang der gebildeten Biomassen dürfte eine Folge guter Nährstoffversorgung sein, die sich vor allem in den Startkonzentrationen widerspiegelt. An der Abnahme der Biomassen bis zum August und den relativ kleinen Populationen in der 2. Entwicklungsphase sind die im Vergleich zum Frühjahr ungünstigeren Nährstoffbedingungen sicher beteiligt. Als maßgebliche Steuergröße dieser Phase ist aber auf Grund des reziproken Verlaufs von Biomasse- und Nährstoffganglinien das - nicht erfaßte - Zooplanktongrazing anzunehmen, das damit auch für die 2-Gipfligkeit der Biomassekurve verantwortlich zu machen ist.

Im **GB** (Abb. 7) entspricht die Startsituation zu Jahresbeginn 1974 der im KH \Rightarrow gegenüber dem mittleren Monatswert deutlich erhöhter Salzgehalt (ca 9 psu), niedrige Wassertemperatur um 1°C, N, P und Si verfügbar, N:P>20, niedrige Phytoplanktonbiomasse. Die Phytoplanktonentwicklung verläuft in 2(3?) Phasen. Phase 1 beginnt jedoch bereits im Februar, erreicht das Biomassemaximum Anfang März und endet bereits im Mai. Die zunächst dominante und für das Biomassemaximum verantwortliche *Skeletonema costatum* wird Anfang April durch eine *Chaetoceros*-Population abgelöst, die am Ende des Monats schon wieder verschwunden ist. Vor und nach dem Phytoplanktonminimum dominieren Flagellaten (*Rhodomonas*), die über einen verstärkten Wasseraustausch mit der Oderbucht -evt. aus der Peenestrommündung- in den Bodden gelangt sein können. Sie erreichen in der 2. Maihälfte ein Populationsmaximum, das aber schon Anfang Juni wieder reduziert ist. In der gesamten Sommerphase gehört *Gomphosphaeria pusilla* zu den Dominanten des Phytoplanktons, im Juni begleitet von *Thalassiosira nana* und *Skeletonema* (jetzt wahrscheinlich *Sk. subsalsum*), im Juli/Aug. von kleinzelligen Cyanobakterien, im Spätherbst von der euryhalinen Ostseeform *Coscinodiscus granii*. Zeitweilig bildet sie aber die Hauptmenge der Phytoplanktonbiomasse. Anfang Juni und September unterbrechen phytoplanktonarme Intervalle den Verlauf.



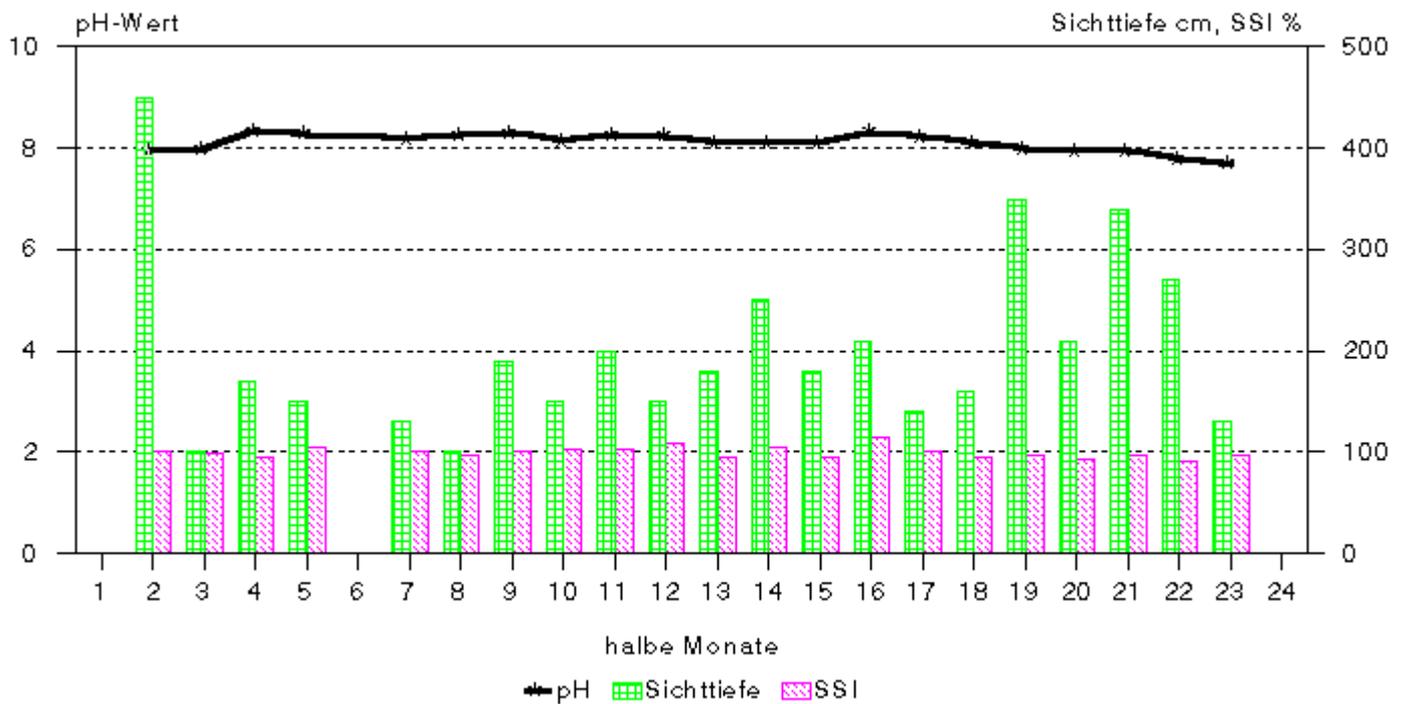
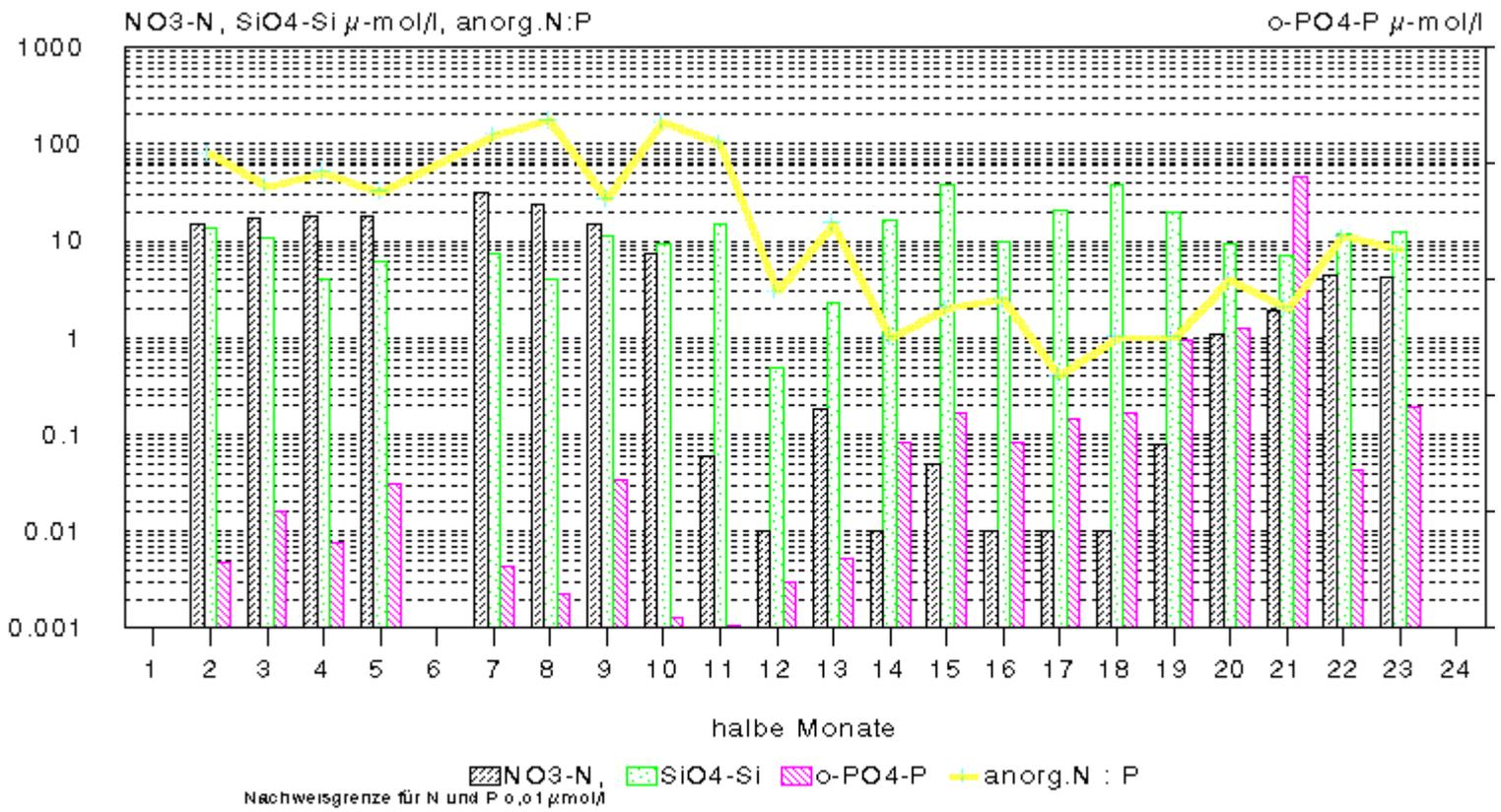


Abb.7: Szenarium GB, Stat.19, 1974. Sc.c.s./C.gr. - *Skeletonema costatum* (3-8)/*Sc. subsalsum* (12)/*Coscinodiscus granii* (19-21), Rhodomon. - *Rhodomonas minuta*, Gomph.pus. - *Gomphosphaeria pusilla*, Thal.nan. - *Thalassiosira nana*.

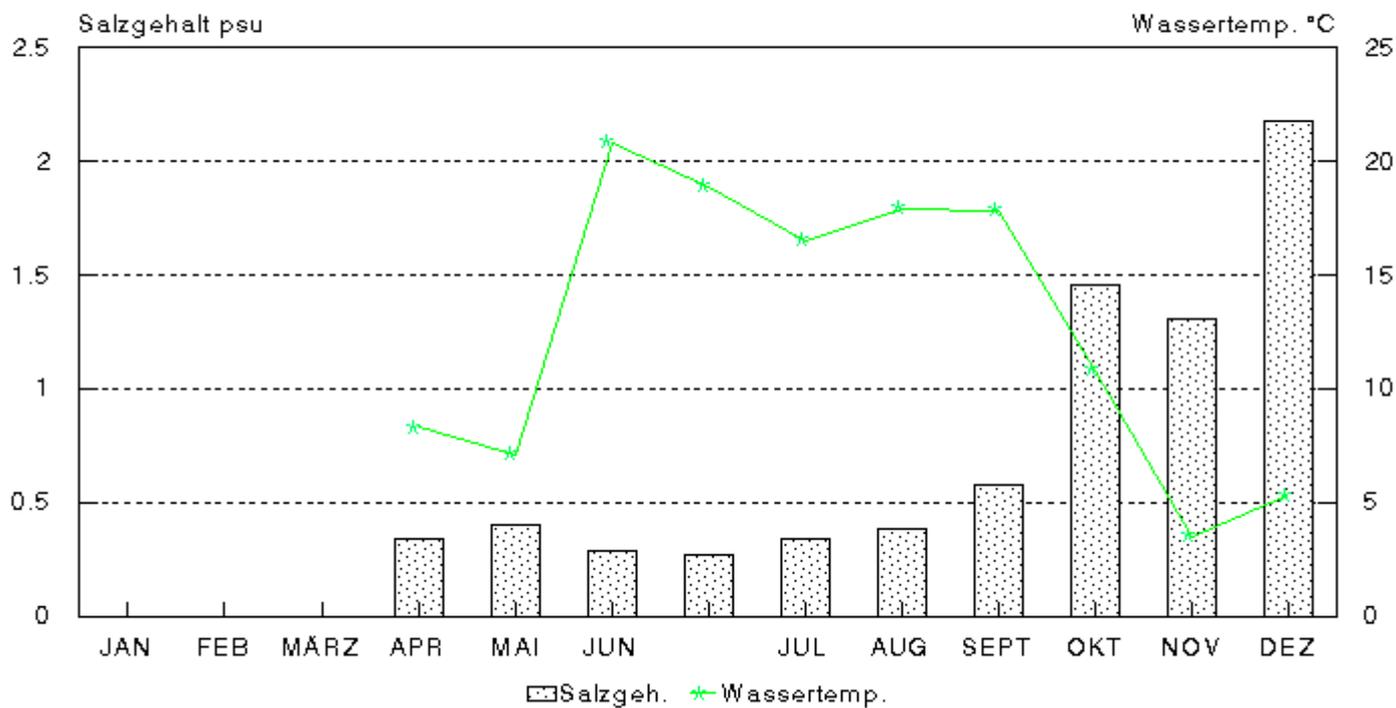
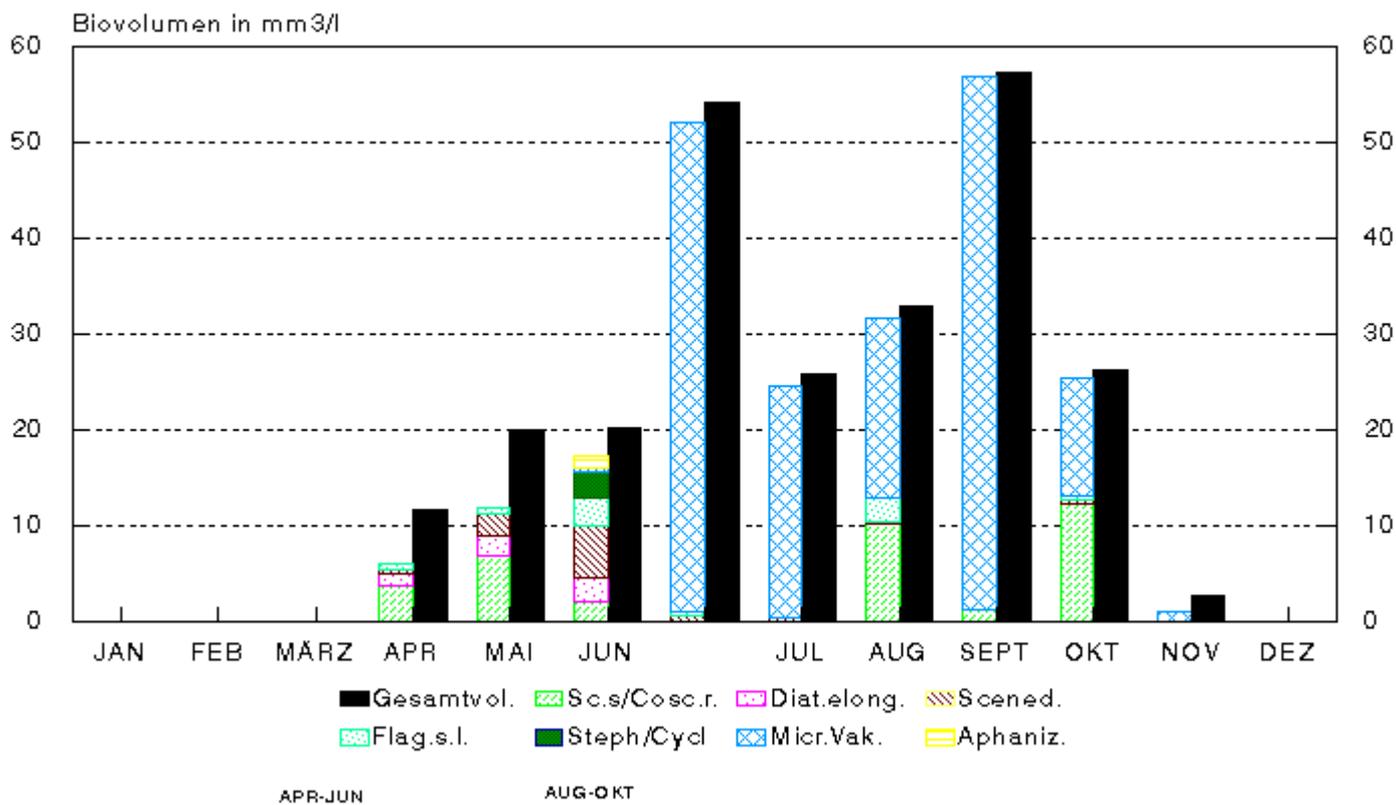
Für den GB lassen sich aus den Befunden 1974 folgende Kausalbeziehungen ableiten:

- Dem höheren **Salzgehalt** entsprechend dominieren Salzwasserarten. Ein außergewöhnlicher Salzwasserzuström -S 11,27 psu- im Dez. 73 erklärt die Entwicklung der polyhaloben *Skeletonema costatum* im Frühjahr 74. Der für den GB ebenfalls unübliche sommerliche Salzwasserzuström wird durch kleine Biomassen der polyhaloben und überwiegend in der westlichen Ostsee verbreiteten *Rhizosolenia fragilissima* indiziert.
- Die Frühjahrsformen sind Kaltwasserarten, *Thalassiosira nana* ist eine Fröhsommer- (weniger eine KÖhlwasser) form, *Gomphosphaeria pusilla* eine eurytherme Sommerform. Der Aspektwechsel zwischen Fröhsjahr und Sommer ist daher in einem kausalen Zusammenhang mit dem gleichzeitigen Anstieg der Wassertemperatur zu sehen.
- Bis Anfang MÖrz folgt die Biomassekurve der zunehmenden Globalstrahlung.
- Die mit einem Aspektwechsel verbundene Abnahme der Biomasse bis April ist durch die NÖhrstoffverhÖltnisse nicht erklÖrbar. P nimmt zwar ab April ab, erreicht aber das unter der Nachweisgrenze liegende Minimum erst nach dem Wiederanstieg der Biomassen nach deren Minimum im Mai. Daß letzteres nicht durch einen NÖhrstoffmangel, sondern eher durch Zooplanktongrazing bedingt ist (BRENNING 1989), zeigt vor allem die zur gleichen Zeit relativ hohe P-Konzentration. Nach dem P-Minimum Anfang Juni sinken auch die anorg.-N-Konzentrationen unter die Nachweisgrenze, und N:P ist <10. Der ausgeprÖgte sommerliche N-Mangel beginnt Anfang Juni, scheint aber die Entwicklung der Fröhsommerformen nicht wesentlich zu beeintrÖchtigen. Das Biomasseminimum Anfang Juli ist ebenfalls eher durch ZooplanktonaktivitÖten bedingt (BRENNING 1989) als durch N-Mangel (N, P, Si gegenÖber dem Vormonat wieder angestiegen). Im Verlauf des Aug./Sep. treten dann jedoch N₂-Fixierer -*Anabaena*, *Nodularia*- mit kleinen Populationen auf, die neben den unter der Nachweisgrenze von 0,01 µmol/l bleibenden anorg.-N-Konzentrationen und dem N:P-VerhÖltnis nahe 1 den eingetretenen N-Mangel verdeutlichen. Die sehr kleinen Biomassen um 0,1 mm³/l haben zwar kaum produktionsbiologische Bedeutung, kÖnnen aber als Taxa mit Gasvakuolen wie die *Microcystis*-Arten durch Aufrahmung und horizontale Konzentrationsprozesse in UfernÖhe makroskopisch sichtbare "WasserblÖten" verursachen (wie in anderen Jahren beobachtet).
- Nur wenig schwankende pH-Werte um 8 und SSI-Werte um 100% sprechen fÖr eine niedrigere PhotosyntheseaktivitÖt als im KH. Die gemessenen Sichttiefen zeigen wie im KH kaum Beziehungen zur jahreszeitlichen VerÄnderung der Biomassen.

Die Phytoplanktonentwicklung im GB wird 1974 wie im KH zunÖchst durch die zunehmende Globalstrahlung gesteuert. Der relativ niedrige Biomassegipfel im MÖrz entspricht dem vergleichsweise geringen NÖhrstoffangebot. Die sich anschließende Abnahme der Biomassen ist auf ZooplanktonaktivitÖten zurÖckzuföhren, der damit verbundene Aspektwechsel auf den Anstieg der Wassertemperatur. Die von verschiedenen, sich ablÖsenden Taxa getragene und erneut -wahrscheinlich- von Zooplanktern unterbrochene Phytoplanktonentwicklung im Sommer föhrt trotz niedriger P- und N-Konzentrationen zu einem 2. Biomassegipfel im Juli, der sogar hÖher ist als der Fröhsjahrgipfel. Von Juli-Sep. besteht dann jedoch ein -auch durch N₂-Fixierer indizierter- N-Mangel, der erst bei abnehmender Strahlung ⇒ abnehmendem Verbrauch kompensiert wird.

1979, Populationsdynamik des Phytoplanktons nach extrem langer Eisperiode:

Das KH war bis Ende MÖrz zugefrozen, der GB bis Anfang April. Die Eisdecke war dick und schneebedeckt, so daß angenommen werden kann, daß die LichtverhÖltnisse unter der Eisdecke noch keine nennenswerte PrimÖrproduktion zuließen. Bei der 1. Probenahme Ende April im KH (Abb.8) entspricht der Salzgehalt mit <0,5psu fast SÖwasserbedingungen, die Wassertemperatur ist bereits auf ca 8°C angestiegen, N und P sind reichlich verfÖgbar (Si nicht gemessen). Die vergleichsweise niedrigen Biomassen im April sind artenreich und enthalten neben der auch 1974 prÖsenten Brackwasserart *Skeletonema subsalsum* auch Scenedesmen, Flagellaten, *Stephanodiscus hantzschii* und *Diatoma elongatum*, von denen nur letztere als KÖhlwasserart gilt. Ab Ende Juni dominieren *Microcystis*-Arten mit Gasvakuolen, die zur Aufrahmung und Ausbildung von "WasserblÖten" neigen. Die von Juni-Sept. stark schwankenden Biomassen koinzidieren mit gegenlÖufigen VerÄnderungen der P-Konzentrationen. Die Entwicklung von *Coscinodiscus rothii* im Aug. spiegelt sich in einem gleichzeitigen Si-Minimum wider.



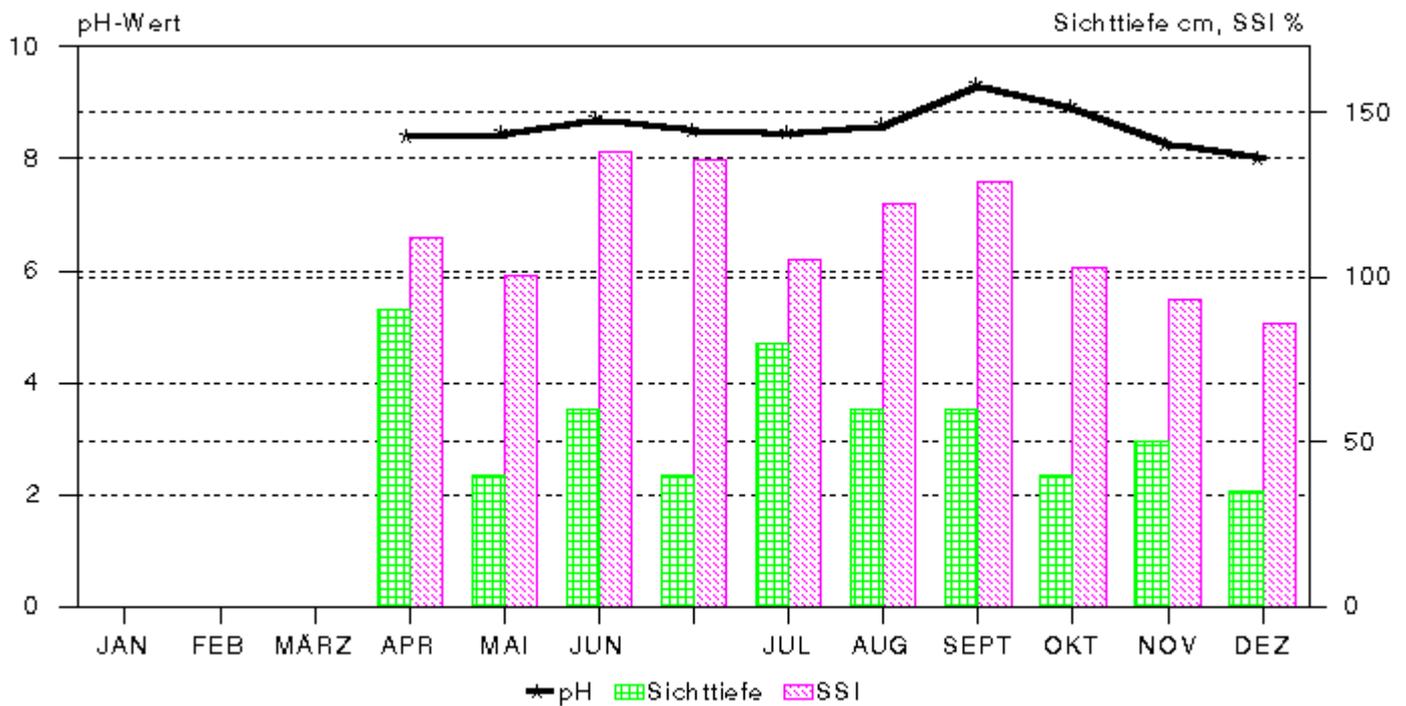
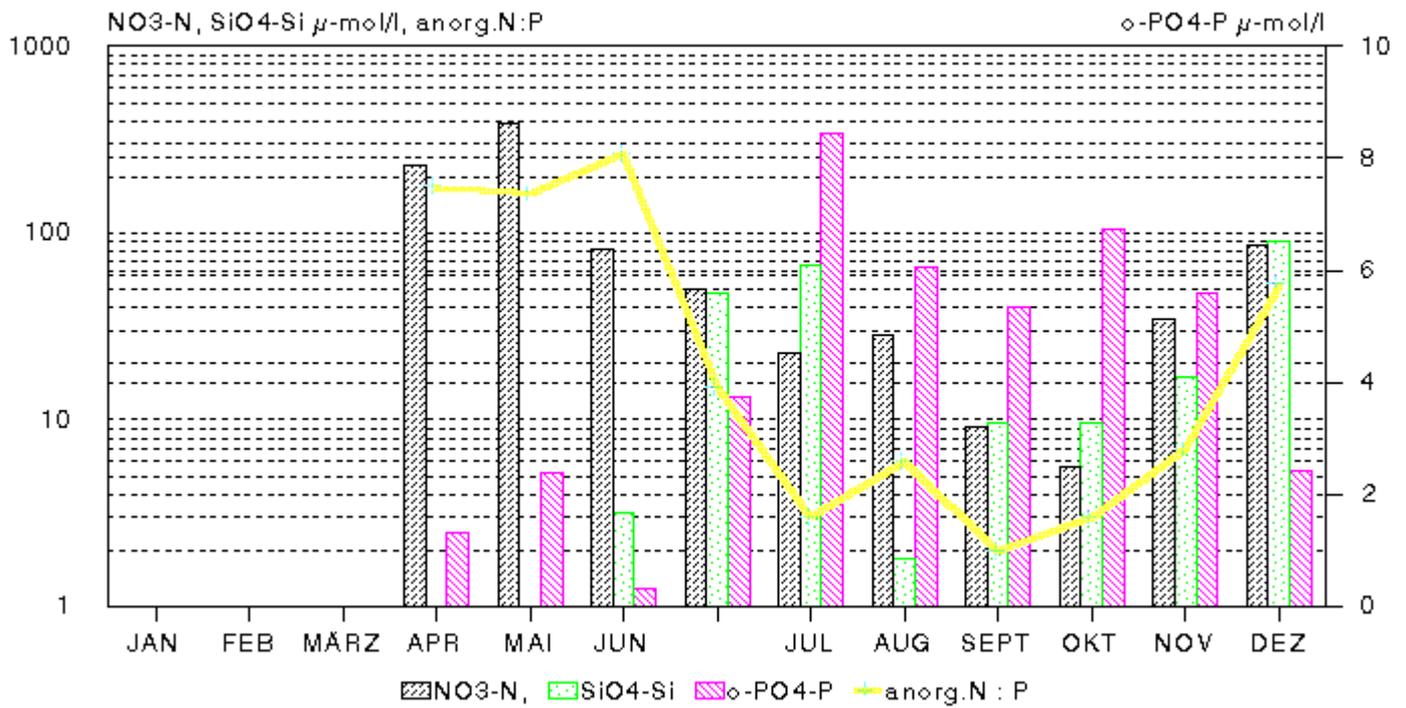


Abb.8: Szenarium KH, Stat. M, 1979. Scel./Cosc.r. - Skeletonema subsalsum/Coscinodiscus rothii, Steph./Cycl. - Stephanodiscus sp. und Cyclotella sp., Aphaniz. - Aphanizomenon flos-aquae.

Mögliche Kausalbeziehungen im KH 1979:

- Eisbedeckung bis Ende März \Rightarrow verspäteter Beginn der Phytoplanktonentwicklung \Rightarrow Zunahme der Biomassen bis

Juni mit steigender Globalstrahlung, danach Cyanobakterienmassenentwicklung trotz abnehmender Strahlungsintensität.

- niedriger Salzgehalt \Rightarrow Dominanz von Süßwasserarten, vor allem im Sommer.

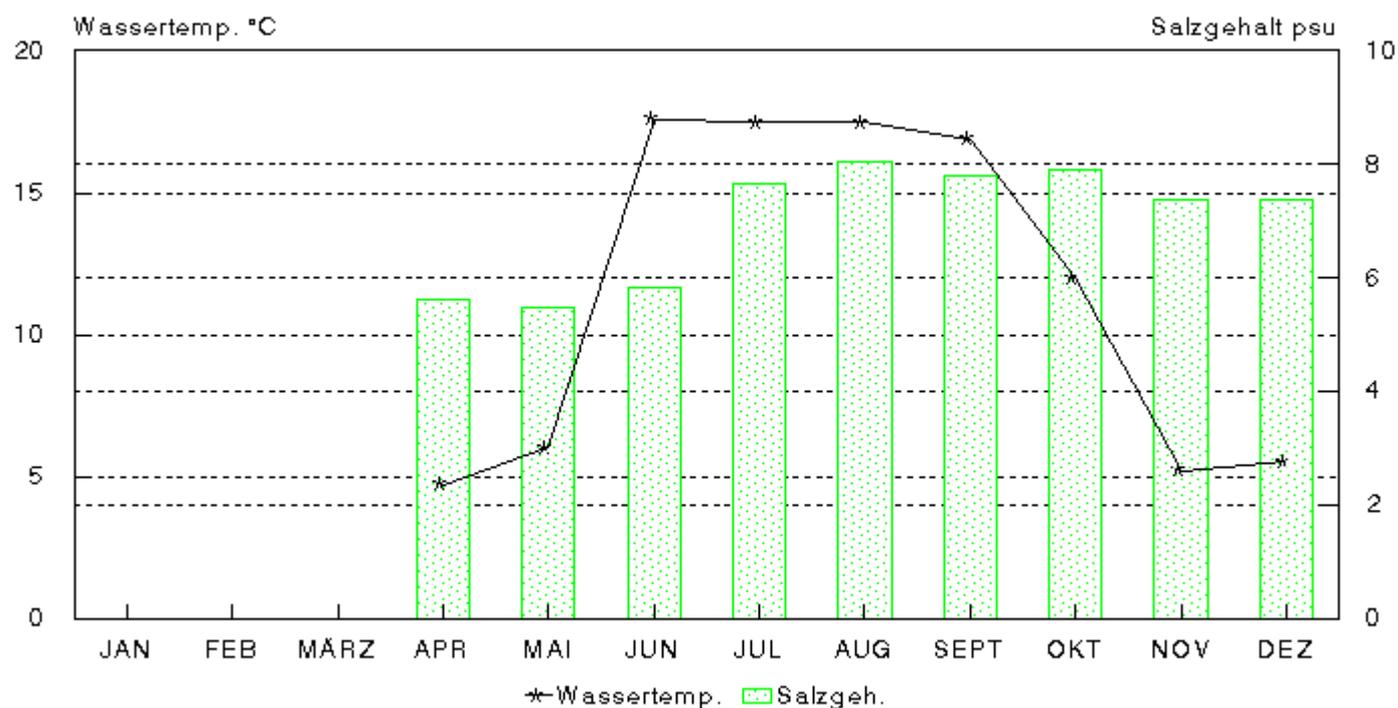
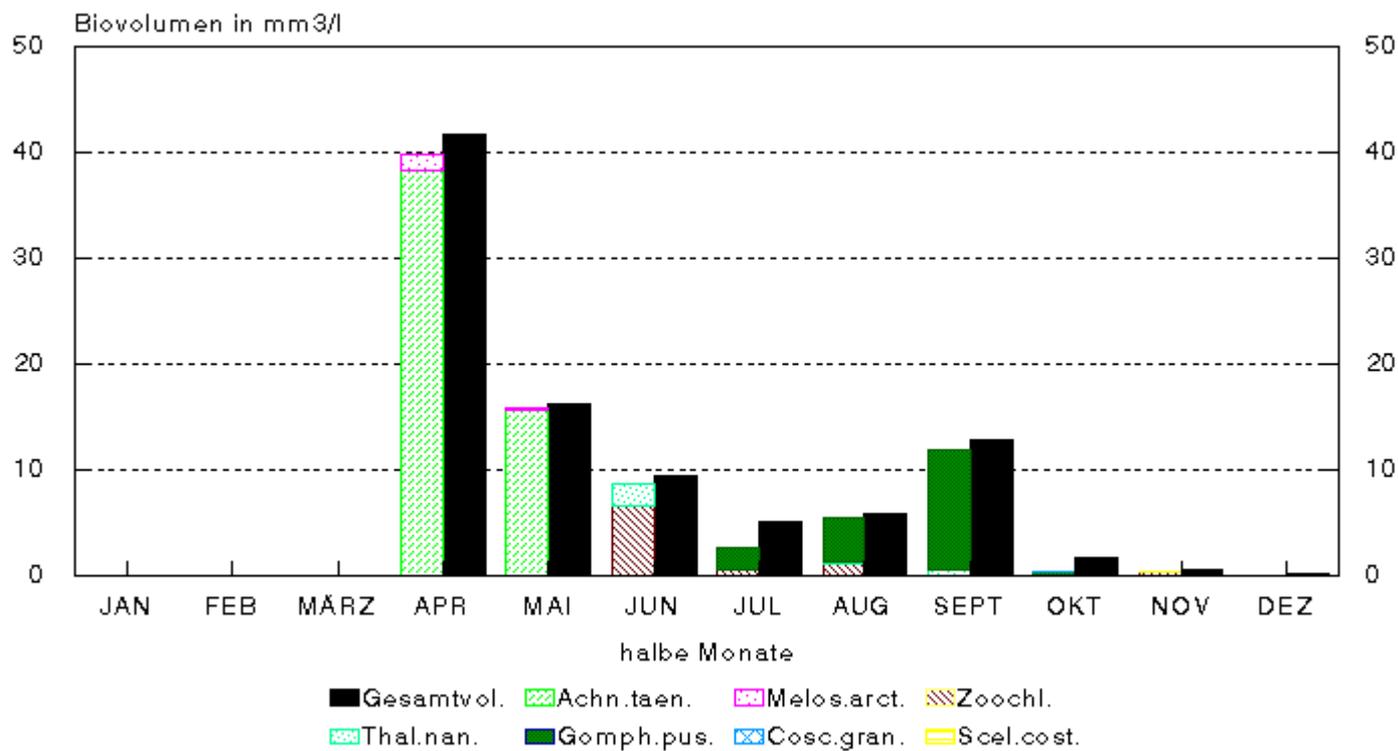
- Der schnelle Anstieg der Wassertemperatur von Mai bis Juni ist sicher am Aspektwechsel beteiligt. Für die absolute Dominanz der *Microcystis*-Arten im Sommer können aber neben den Temperaturansprüchen weitere Konkurrenzvorteile verantwortlich sein (Aufsteigen/Absinken in Horizonte mit optimalen Lichtbedingungen).

- N-, P- und Si-Konzentrationen spiegeln zeitweilig die Inanspruchnahme der Nährstoffquellen durch die Primärproduzenten wider. In den Sommermonaten zeigen P-Konzentrationen und Cyanobakterienbiomassen eine entgegengesetzte Variabilität. Das N:P-Verhältnis ist von Juni-November zugunsten des P verschoben. Für einen zeitweiligen N- bzw. generellen Nährstoffmangel gibt es aber keine Anzeichen.

- Die Unterschiede zwischen den Cyanobakterienbiomassen sind z.T. sicher technisch bedingt (Schwierigkeiten der quantitativen Bestimmung), oder sie beruhen auf einer physikalisch bedingten Ungleichverteilung im Wasserkörper (Auftrieb, horizontale Verdriftung \Rightarrow "patchiness"). Die Abnahme der Biomassen im Juli kann aber auch mit dem aus der Temperaturkurve ablesbaren Temperaturrückgang bzw. dem dafür verantwortlichen Wetterumschwung zusammenhängen (Verteilung der bei schönem Wetter an der Wasseroberfläche angereicherten Kolonien im Wasserkörper). Zooplanktonaktivitäten sind nicht auszuschließen. Über die Konsumtion der potentiell giftigen Cyanobakterien im KH gibt es jedoch keine Untersuchungen.

- Der im Verlauf der Vegetationsperiode bis über 9 ansteigende pH-Wert entspricht dem hohen Trophiegrad, das pH-Maximum im September dem Biomassemaximum. Die zeitlichen Biomasseveränderungen werden aber nicht widerspiegelt. Die Höhe der SSI-Werte folgt z.T. der Biomassekurve.

Im **GB** (Abb. 9) brach die geschlossene Eisdecke 1979 erst Anfang April. Im Anschluß daran kam es - wie früher schon von SCHNESE (1968) beobachtet - zu einer Massenentwicklung der Kieselalge *Achnanthes taeniata*, begleitet von einer kleinen *Melosira-arctica*-Population, Algenarten, die 1974 keine produktionsbiologische Bedeutung hatten. Die Kaltwasseralgen verschwinden mit dem schnellen Anstieg der Wassertemperatur. Im Juni ist wie 1974 eine - allerdings nur kleine- *Thalassiosira-nana*-Population präsent. Die Hauptmenge des autotrophen Phytoplanktons besteht jedoch aus mit Zoochloellen vollgestopften **Ciliaten** -wahrscheinlich *Mesodinium rubrum*-, deren photosynthetische Aktivität durch kräftige Blaufärbung in der als Fixierungsmittel verwendeten Jodlösung eindrucksvoll belegt wird. Die morphologische Ähnlichkeit der Zoochloellen mit der freilebend im Bodden vorkommenden *Rhodomonas*-Art (großer Pyrenoid) ist zumindest bemerkenswert. Die Sommerphase mit *Gomphosphaeria pusilla* als Dominante schließt sich ohne zwischengeschaltetes Klarwasserstadium an.



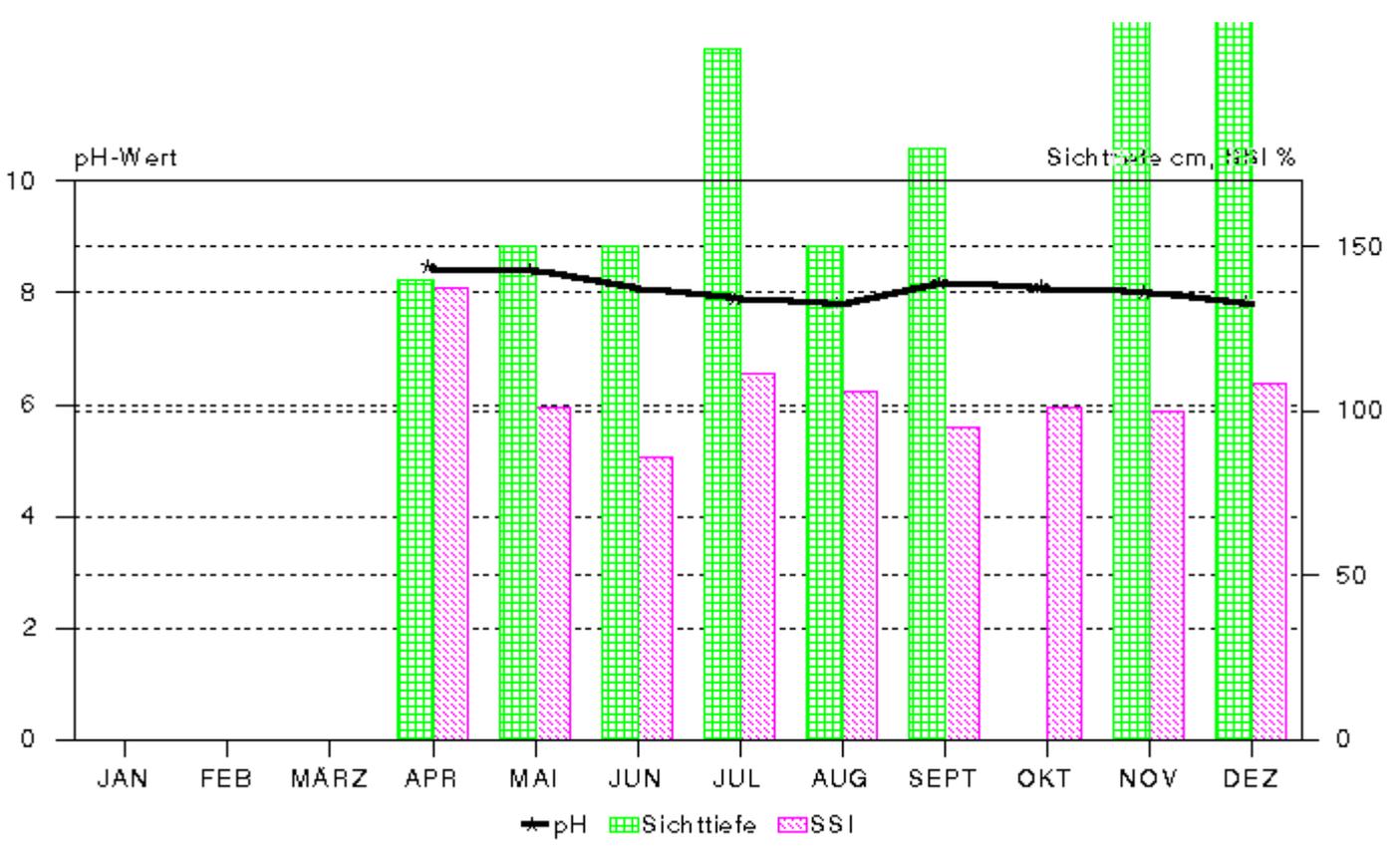
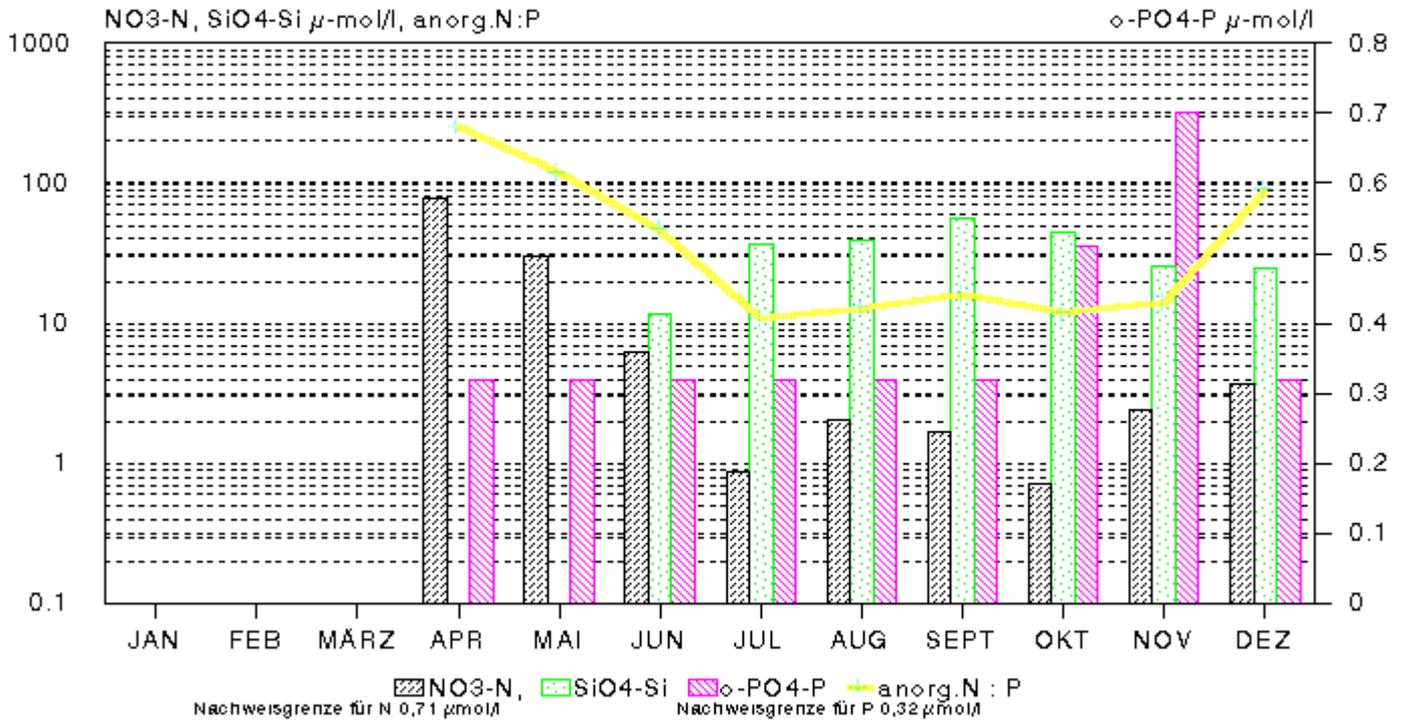


Abb.9: Szenarium GB, Stat.19, 1979. Achn.taen. - Achnanthes taeniata, Melos.art. - Melosira arctica, Zoochl. - Ciliaten mit Zoochlorellen. (cf. Mesodinium rubrum)

Mögliche Kausalbeziehungen im GB 1979:

- Außergewöhnlich lange Eisbedeckung \Rightarrow nach Eisaufbruch explosionsartige Phytoplanktonentwicklung bei hoher Globalstrahlung (April), relativ niedrigem Salzgehalt < 6 psu (erhöhter Festlandsabfluß nach verspäteter Schneeschmelze), schon auf 5°C angestiegener Wassertemperatur und -wahrscheinlich- noch fehlendem Zooplankton.
- Die Startkonzentrationen für N, P und Si sind unbekannt. Die im April gemessenen Werte lassen keinen Mangel erkennen (anorg. N > 1974 , P unter der für die Ableitung von Aussagen über die Nährstoffverhältnisse viel zu hohen Nachweisgrenze von $0,32 \mu\text{-mol/l}$, die noch keinen Mangel signalisiert). Die N-Konzentrationen nehmen im Verlauf der Frühjahrsvegetation ab, erreichen aber erst im Juli ein Minimum. Das Verschwinden der Frühjahrsplankter ist daher kein durch Nährstoffmangel bedingter "Zusammenbruch" der Population. Die im Mai beobachtete Dauersporenbildung bei *Achnanthes taeniata* ist eher ein Zeichen dafür, daß die Kaltwasserart bei steigender Wassertemperatur ihre Vegetationsperiode beendet (SCHMIDT 1990).
- Die im Juni dominierenden Ciliaten mit Zoochlorellen sind sicher unabhängig von im Wasser gelösten Nährstoffen. Die große Biomassekonzentration im Juni läßt aber auf die Existenz einer besonderen ökologischen Nische für diese Organismen nach dem Verschwinden der Kaltwasserplankter schließen. Möglicherweise fehlten nur die Konsumenten.
- Die niedrigen N-Konzentrationen im Juli waren offensichtlich kein Hindernis für die Entwicklung von *Gomphosphaeria pusilla*. Die Biomassen sind deutlich höher als 1974, wo die N-Konzentrationen fast den ganzen Sommer über unter der sehr niedrigen Nachweisgrenze von $0,01 \mu\text{mol/l}$ lagen. N_2 -Fixierer wurden nicht registriert.
- Der Verlauf der pH-Kurve entspricht dem Umfang der Biomassen, die Sichttiefen korrelieren ebenfalls relativ gut mit der Phytoplanktonbiomasse.

Wie die vorgestellten Szenarien zeigen, verläuft die durch die Biomassen charakterisierte Phytoplanktonentwicklung in beiden Gewässern in mehreren Phasen, zwischen denen ein mehr oder weniger deutliches Klarwasserstadium oder zumindest ein biomassearmes Intervall liegt. Die Ursachen dieser Periodizität sind jedoch in den beiden Salzgehaltszonen und den beiden Untersuchungsjahren nicht dieselben. Im eisfreien Frühjahr **1974** beginnt die Vermehrung der Phytoplanktonbiomasse in beiden Gewässern mit dem Ansteigen der Globalstrahlung als maßgeblichem Steuerfaktor -bei Dominanz an niedrige Wassertemperaturen angepaßter Phytoplankter, ausreichender Verfügbarkeit von Nährstoffen und wenig entwickeltem Zooplankton-. Die Phytoplanktonbiomassen sind dementsprechend im KH und GB im Februar annähernd gleich. Danach entwickeln sich unterschiedliche Szenarien in den beiden Gewässern. Im **KH** nehmen die Phytoplanktonbiomassen bis Mai bei gleichzeitiger Veränderung der Zusammensetzung (Einflüsse von Temperatur und Salzgehalt) weiter zu. Im **GB** wird dagegen bereits Anfang März ein Maximum mit im Vergleich zum KH kleinerer Gesamtbiomasse erreicht, und zur Zeit des Biomassemaximums im KH besteht im GB ein Biomasseminimum. Die naheliegende Erklärung durch einen Nährstoffmangel ist durch die gemessenen Nährstoffkonzentrationen nicht belegbar. Als Ursache ist daher eher die Konsumtion durch Zooplankter anzunehmen -Rotatorien und Copepoden, die nach BRENNING (1989) schon ab März im GB zur Entwicklung gelangen. Der weitere Anstieg der Phytoplanktonbiomasse im **KH** folgt bis Mai der zunehmenden **Globalstrahlung**. Das Artenspektrum verändert sich dabei mit abnehmendem Salzgehalt und zunehmender Wassertemperatur. Die reziproke Veränderung von Nährstoffkonzentrationen und Phytoplanktonbiomasse bis Oktober im **KH** deutet darauf hin, daß nun auch in diesem Gewässerabschnitt wahrscheinlich Zooplankton-Grazing die Phytoplanktonbiomasse als Bilanzgröße zwischen Produktion und Verbrauch (Tod) bestimmt. Einschränkungen der Phytoplanktonproduktion durch die ab August wieder abnehmende Globalstrahlung werden dadurch überdeckt. Im **GB** nimmt die Phytoplanktonbiomasse nach dem Minimum im Mai nur allmählich wieder zu, offensichtlich da die jetzt dominierenden Flagellaten durch große Rotatorien (*Synchaeta*) kurz gehalten werden (BRENNING 1989). Ein temperaturbedingter Aspektwechsel im Phytoplankton beendet diese Phase. Der damit verbundene Biomassegipfel Ende Juni ist allerdings Anfang Juli schon wieder verschwunden -wahrscheinlich konsumiert durch Copepoden-. Der Umfang der sommerlichen Cynobakterienpopulationen liegt dann Ende Juli/Anfang August etwa in der Größenordnung der zur gleichen Zeit im KH nachgewiesenen Diatomeenpopulation. Für die Abnahme der Biomassen Ende August ist erneutes Zooplankton-Grazing nicht auszuschließen, die unter der Nachweisgrenze bleibenden anorg.-N-Konzentrationen und das Auftreten von N_2 -Fixierern verweisen aber auf den Eintritt einer N-Mangelsituation, die bis zum Ausklingen der Sommerphase und den erneuten Aspektwechsel die Populationsdynamik beherrscht. Ab Oktober erscheint dann wieder die Globalstrahlung als führende Steuergröße der

Populationsdynamik.

Die Szenarien **1979** unterscheiden sich vor allem durch den verspäteten Vegetationsbeginn. Im **KH** entsprechen die Biomassen im April etwa den Märzbefunden von 1974, nur mit dem Unterschied, daß -dem niedrigen Salzgehalt entsprechend- die weniger euryhalinen Salzwasserformen fehlen. Die darauffolgende Entwicklung vollzieht sich offensichtlich weiterhin mit etwa 4-wöchiger Verspätung. Auch die Inanspruchnahme der Nährstoffquellen durch die Primärproduzenten wird erst im Juni deutlich. Ab Ende Juni kommt es dann jedoch bei sommerlichen Wassertemperaturen, -offensichtlich- ausreichender Nährstoffversorgung und fehlendem Grazing-Druck (?) zur Massenentwicklung von *Microcystis* mit z.T. enormen -vielleicht weil potentiell toxischen- Biomassekonzentrationen, die erst im Spätherbst mit abnehmender Globalstrahlung und Wassertemperatur wieder verschwinden. Im **GB** entwickeln sich schon nach dem Bruch der Eisdecke sehr schnell große Phytoplanktonbiomassen, die ihre Entstehung offensichtlich der hohen Globalstrahlung, der Anpassung der dominierenden Taxa an niedrige Wassertemperaturen und dem -noch- fehlenden Grazing-Druck verdanken. Der Aspektwechsel vollzieht sich erst im Juni und ist von keinem Klarwasserstadium bzw. Biomasseminimum begleitet. Nach BRENNING (1989) dominierte 1979 im GB nach der Massenentwicklung von *Achnanthes taeniata* eine *Eurytemora*-Art -anstelle von *Acartia* nach Dominanz anderer Frühjahrsdiatomeen-. Das Phytoplanktonminimum im Juli nach erneutem Aspektwechsel ist dann mit einer Gesamtbiomasse in der Größenordnung des Maximums 1974 wenig ausgeprägt, was -wie auch der weitere Verlauf mit einem relativ hohen 2. Biomassegipfel- mit der besseren Verfügbarkeit von N zusammenhängen dürfte.

Wie der Vergleich zeigt, bestimmen meistens mehrere Faktoren die Populationsdynamik des Phytoplanktons, und unterschiedliche Kombinationen können für die beobachtete Variabilität verantwortlich gemacht werden. Ob es sich bei den als "führend" bezeichneten Steuergrößen um sog. "limitierende Faktoren" handelt, ist aus den Monitoringdaten in der Regel nicht abzulesen (s. auch LAMPERT, SOMMER 1993), vielleicht mit Ausnahme der N-Mangelsituationen im GB, die nicht nur durch unter die Nachweisgrenze abgesunkene N-Konzentrationen, sondern auch durch das Auftreten N₂-fixierender Cyanobakterien belegbar sind. Abgesehen davon sind in Küstengewässern mit zeitweiliger Zooplanktondominanz und intensivem Wasseraustausch bottom-up-Effekte ohnehin schwer einschätzbar.

Abschließend ist das bessere Verständnis der **Wasserblüten** in den Gewässerabschnitten unterschiedlichen Trophiegrads als wesentliches Monitoring-Ergebnis hervorzuheben. Es ist wichtig für die Interpretation von Luftaufnahmen, aber auch für die Erklärung z.T. bisher mißverständener funktionaler Zusammenhänge zwischen Cyanobakterien und Einflußfaktoren. Bemerkenswert erscheint weiterhin die Bedeutung der **spezifischen Anpassung** der dominierenden Phytoplankter an verschiedene Einflußfaktoren. Sowohl bekannte Adaptationen an Temperatur und Salzgehalt als auch angenommene an Licht- und Nährstoffbedingungen erwiesen sich als geeignete zusätzliche Interpretationshilfe für die Monitoringbefunde. Etwas abseits von der ursprünglichen Zielstellung liegt die Untersuchung von Phytoplanktern als **Aggregatbildner** (SCHMIDT 1998). Die Ergebnisse verweisen auf die besondere Bedeutung der Cyanobakterien in diesem Zusammenhang, aber auch auf mögliche Interaktionen zwischen potentiellen Aggregatbildnern mit Bakterien, die in den Nährstoffkreisläufen der Gewässer eine Rolle spielen könnten (und eine mögliche Erklärung für Phytoplanktonwachstum bei nicht nachweisbarem anorganischem N im Wasserkörper darstellen).

Die direkte Vergleichbarkeit der Monitoringergebnisse mit den anderen Zielstellungen dienenden GOAP-Untersuchungen wird durch die unterschiedliche Kriterienpalette eingeschränkt. Im Einzelnen lassen sich GOAP-Ergebnisse jedoch in das durch langjähriges Monitoring entstandene Bild von der Beschaffenheit der Boddenkette einpassen. Weiterhin können die aus den verschiedenen Untersuchungen abgeleiteten Aussagen verglichen werden.

Literatur

BACHOR, A. (1996): Ergebnisse der Güteüberwachung der inneren Küstengewässer Mecklenburg-

Vorpommerns. Bodden 3, 117-136.

BRENNING, U. (1989): Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. Meer und Museum, 36-43.

KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz. Fischer, Jena.

LAMPERT, W. & U. SOMMER (1993): Limnoökologie. Thieme, Stuttgart.

SCHMIDT, I. (1990a): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. Acta hydrophys. (Berlin) 34 (2/3), 131-170.

SCHMIDT, I. (1990b): Beziehungen zwischen Phytoplankton und Nährstoffverhältnissen im südlichen Greifswalder Bodden. Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-nat. Reihe 39 (3), 35-38.

SCHMIDT, I. (1991): Beziehungen zwischen Algenentwicklung und Einflußfaktoren im südlichen Greifswalder Bodden. Texte des Bundesumweltamtes/Berlin 14, 107-123.

SCHMIDT, I. (1994): Zu den Ursachen sommerlicher Blaualgenwasserblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). Erweit. Zus. d. Jahrestagg. der DGL 1994 in Hamburg, Bd.II, 675-679.

SCHMIDT, I. (subm.): The importance of phytoplankton biomass as an ecosystem parameter in shallow bays of the Baltic. I. Relationships between biomass and system characteristics. - Limnologia

SCHMIDT, I. (1996): Langzeit-Datenreihen aus dem westlichen Arm des Oder-Ästuars; Möglichkeiten und Grenzen des Informationsgewinns. Erweit. Zus. d. Jahrestagung der DGL 1996 in Schwedt, Bd. II, 671-675.

SCHMIDT, I. (1997): Langzeitreihen von Monitoring-Daten als Grundlage für die Charakterisierung von Boddengewässern und als Vergleichsbasis für Folgeuntersuchungen. Bodden (Kloster/Hiddensee) H. 5, 155-176.

SCHMIDT, I. (1998): Aggregatbildende Phytoplankter in der Boddenkette Ost - Taxa und Biomassen. Bodden (Kloster/Hiddensee) H. 6, 3 - 17.

SCHNESE, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee). Teil I - III., Wiss.Z.Univ.Rost. XXII, math.-nat.Reihe, Heft 6/7, 629 - 673.

VIETINGHOFF, U., H.-J. HÜBEL, H. WESTPHAL, B. LENK, S. RAMBOW-BARTELS, B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht für das Ministerium f. Bau, Landesentw. u. Umwelt des Landes M.-V. 141. S.