

Z 802

Berichte  
aus dem  
Institut für Meereskunde  
an der  
Christian-Albrechts-Universität Kiel  
Nr. 93



FUCUS VESICULOSUS ALS SCHWERMETALL-BIOAKKUMULATOR

- DER EINFLUSS VON TEMPERATUR, SALZGEHALT UND  
METALLKOMBINATION AUF DIE INKORPORATIONSLEISTUNG -

DOI 10.3289/IFM\_BER\_93

von

GISELA STEINHAGEN-SCHNEIDER

DOI 10.3289/IFM\_BER\_93

Kopien dieser Arbeit können bezogen werden von:

Gisela Steinhagen-Schneider  
Institut für Meereskunde  
Abt. Meeresbotanik  
Düsternbrookerweg 20  
2300 K I E L

ISSN 0341-8561

## Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung

Abstract

1	Einleitung	1
2	Material und Methoden	6
2.1	Bestimmung der "natürlichen" Metallgehalte in <u>Fucus vesiculosus</u>	7
2.1.1	Probennahme und -aufbereitung	7
2.1.2	Analysenmethode	8
2.2	Versuche zur Anreicherungsleistung	10
2.2.1	Material	10
2.2.2	Versuchsparameter	11
2.2.3	Versuchsdurchführung	12
2.2.4	Analysenmethode	13
3	Ergebnisse und Diskussion	14
3.1	"Natürliche" Schwermetallkonzentrationen in <u>Fucus vesiculosus</u>	14
3.2	Ergebnisse zur Anreicherungsleistung	23
3.2.1	Schwermetallaufnahmerate	23
3.2.2	Langzeitakkumulation	30
3.2.3	Vergleichende Diskussion	36
4	Schlußbetrachtung	40
4.1	Indikator-Organismus	40
4.2	<u>Fucus vesiculosus</u> als Bioakkumulator	45
5	Literaturverzeichnis	48

## Abstract

### FUCUS VESICULOSUS AS A BIOACCUMULATOR OF HEAVY METALS

- THE INFLUENCE OF TEMPERATURE, SALINITY, AND METAL COMBINATIONS ON THE PERFORMANCE OF METAL INCORPORATION -

The accumulation performance of cadmium and lead in Fucus vesiculosus and possible influences of temperature, salinity, and metal combinations were studied. Seasonal variations of the "natural" heavy metal contents of Fucus were further analysed.

- The "natural" heavy metal concentrations showed significant seasonal variations, which are mainly ascribed to the seasonal fluctuations of water temperature and salinity.
- The zinc contents of Fucus reached their maximum in February and their minimum in September.
- The maximum of lead concentrations were found in samples taken in August, while the minimum was in February.
- The cadmium contents of Fucus was also highest in August.
- The rates of net uptake of cadmium and lead revealed significant positive correlations with temperature and negative correlations with salinity; in all cases observed, the impact of temperature was more distinct than that one of salinity.
- The accumulation of cadmium was increased by the presence of lead and zinc in the medium.
- The incorporation of lead was decreased by the presence of cadmium and/or zinc.

According to the results of this study, it seems desirable and useful to include Fucus vesiculosus as a very suitable content indicator for heavy metals in monitoring programmes.

## 1 Einleitung

Wie die meeresbiologische Forschung insgesamt, so hat sich auch die ökophysiologische Arbeitsrichtung der Meeresbotanik in den letzten Jahren in zunehmendem Maße auf eine neue Situation eingestellt. Bereits vor 15 Jahren hat Dawson (1966) in seiner "Marine Botany" unter den "environmental factors" (p.270-272) auch "pollution" aufgeführt, und zwar unterschieden nach natürlichen Quellen, d.h. durch andere Organismen in einer Lebensgemeinschaft, und nach einer durch menschliche Aktivitäten verursachten Verschmutzung.

Anfang der siebziger Jahre beschränken internationale Organisationen wie IMCO, FAO, UNESCO, WMO, ICES und SCOR<sup>+</sup> Meeresverschmutzung verständlicherweise nur auf den anthropogenen Eintrag. So definiert die IOC<sup>++</sup> die Meeresverschmutzung wie folgt (GERLACH 1976): "Marine pollution is the introduction by man, directly or indirectly, of substances or energy into the marine environment (including estuaries) resulting in such deleterious effects as, harm to living resources, hazards to human health, hindrance to marine activities including fishing, impairment of quality for use of sea water and reduction of amenities."

Als Substanzen, die die in dieser Definition aufgezähl=

---

<sup>+</sup>IMCO : Inter-Governmental Maritime Consultative Organization  
FAO : Food and Agriculture Organization  
UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization  
WMO : World Meteorological Organization  
ICES : International Council for the Exploration of the Sea  
SCOR : Scientific Committee on Oceanic Research  
<sup>++</sup>IOC : Intergovernmental Oceanographic Commission

ten Eigenschaften besitzen, betrachtet die GESAMP<sup>+</sup>: kommunale Abwässer, radioaktive Materialien, petrochemische Verbindungen, Abwässer der Papierindustrie, Detergentien, thermische Abwässer, massive Gegenstände und Abfall aus Bergbau und Steinbrüchen, Pestizide, Schwermetalle und andere toxische anorganische Substanzen. Die größte Gefahr scheint derzeit von vier Schadstoffgruppen auszugehen. Es sind dies:

- Radioisotope
- Mineralöle
- synthetische organische Verbindungen
- Schwermetalle und Metalloide

In vielen internationalen Abkommen wird der Eintrag von Schadstoffen in Meeresgebiete begrenzt oder verboten (GERLACH 1976, PORTMANN 1977). So sehen das Paris-Abkommen (1974) - es betrifft die EG-Staaten - und das London-Abkommen (1972) - es gilt weltweit - vor, das Einbringen von z.B. Cadmium-Verbindungen zu verbieten, während für das Einleiten von Blei- und Zink-Verbindungen eine Genehmigung benötigt wird. Im Helsinki-Abkommen (1974), in dem sich die Ostseeanliegerstaaten für den Schutz der Ostsee aussprechen, werden für das Einbringen aller drei Stoffe besondere Genehmigungen benötigt.

Sowohl die Cadmium- als auch die Zinkgehalte der Ostsee (BRÜGMANN 1977, SOMER 1977, KREMLING et al. 1979) entsprechen ungefähr denen des Ozeanwassers (GOLDBERG 1965,

---

<sup>+</sup> GESAMP: Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution

beteiligte Organisationen: IMCO, FAO, WMO, UNESCO (s.o.)

WHO : World Health Organization

IAEA: International Atomic Energy Agency

SHARMA 1966) und werden daher als "natürlich" angesehen. Nur die Bleiwerte der Ostsee (BRÜGMANN 1977, SOMER 1977) übersteigen die für den offenen Ozean angenommenen Werte (GOLDBERG 1965) um mehr als eine Größenordnung. Daraus schließt BRÜGMANN (1977), daß die Bleidaten bereits beträchtliche Anteile einer sich gleichmäßig über den Ostseeraum erstreckenden Bleiverunreinigung beinhalten. Ein Anstieg der Cadmium-, Blei- und Zink-Belastung der Ostsee aufgrund anthropogener Aktivitäten läßt sich durch Sedimentuntersuchungen belegen (ERLENKEUSER et al. 1974, BRÜGMANN 1977). Die Cadmium-Verschmutzung ist z.Zt. wohl nicht als globales Problem einzustufen wie beispielsweise die Bleibelastung (GERLACH 1976); in begrenzten Meeresgebieten kann es aber auch im Wasser zu stark erhöhten Cadmium-Konzentrationen kommen. So wurden im Öresund von BRÜGMANN (1977) Werte bis zu 8,79  $\mu\text{g Cd/l}$  (durchschnittlicher Gehalt in der Ostsee 0,29  $\mu\text{g Cd/l}$ , BRÜGMANN 1977) gemessen.

Neben den direkten Bestimmungsmethoden der Schwermetallgehalte im Meerwasser wurden zur Beurteilung der Belastung der Meere biologische Untersuchungsmethoden (Biotests) entwickelt. Sie werden mit möglichst empfindlichen Organismen durchgeführt, z.B. Rhodophyceae (BONEY et al. 1959, BONEY & CORNER 1959, BONEY 1971, EDWARDS 1972), Phaeophyceae (BURROWS 1971, HOPKINS & KAIN 1971, 1978), Larven (CONNOR 1972, LEHNBERG & THEEDE 1979), Hydrozoen (KARBE 1972, SCHOLZ et al. 1978, THEEDE et al. 1979a) und bestimmte Fischarten (MANN 1975, MIDDAUGH et al. 1977, RICE Jr. & HARRISON 1978).

Die An- oder Abwesenheit eines solchen Indikator-Organismus in einem Ökosystem erlaubt in gewissen Grenzen Rückschlüsse auf die Wasserqualität.

Andererseits sind viele marine Organismen gegenüber Schwermetallen verhältnismäßig resistent und akkumulieren die Metalle weit über die im Wasser vorliegenden Konzentrationen. Ihre Metallgehalte spiegeln die mittlere biologisch verfügbare Metallkonzentration im Wasser wider; durch Aufnahme und Abgabe bei schwankenden Außenkonzentrationen üben sie eine integrierende Wirkung aus. Derartige "content indicators" (MOORE 1977) werden benutzt, um einen relativen Verschmutzungsgrad des Wassers durch Messungen der Schadstoffgehalte in ihrem Körper zu quantifizieren. Ein solcher Organismus muß zahlreichen Kriterien genügen, um zur Überwachung etwa der Schwermetallbelastung eines größeren Areals verwendet werden zu können. Ausführliche Auflistungen dieser Eignungskriterien geben u.a. BUTLER et al. 1971, PRESTON et al. 1972, HAUG et al. 1974, BRYAN & HUMMERSTONE 1977, MOORE 1977, PHILLIPS 1977 und SOMER 1977.

Miesmuscheln gehören nach SCHULZ-BALDES (1979) zu den vielversprechendsten "Akkumulatoren". Da Mytilus zugleich ubiquitär verbreitet ist, empfiehlt GOLDBERG (1975) ein weltweites "Monitoring-Programm" mit Mytilus ("mussel-watch"). PHILLIPS (1977) vertritt dagegen die Ansicht, daß die Metalle in Muscheln kürzere Halbwertzeiten haben als in Makroalgen und daß daher ihre Fähigkeit, Metallgehalte über einen längeren Zeitraum zu integrieren, geringer ist als die der Makroalgen. Ein weiterer Vorteil dieser Algen besteht darin, daß ihr Schwermetallgehalt nur auf dem gelösten Anteil der Spurenmetalle im Meer basiert, während Mytilus als Filtrierer ein Indikator für gelöste und partikulär gebundene Metalle im Wasser ist (BRYAN & HUMMERSTONE 1977).

Speicherungsphänomene sind bei Meeresalgen seit langem bekannt. So finden sich in den Zellen vieler Brauntange ziemlich große Mengen Jod angesammelt. In früheren Jahren wurden diese Arten als Rohstoff für die Jodgewinnung verwendet (siehe z.B. HOFFMANN 1938). Daneben weisen Algen der Gattung Fucus allgemein hohe Anreicherungs-faktoren für Radionukleide auf (PENTREATH 1976).

In der vorliegenden Arbeit sollte in Laboratoriumsver-suchen geprüft werden, ob Fucus vesiculosus, der unter den Phaeophyceae als Charaktertang der Ostsee gelten kann, in nennenswertem Maße als Bioakkumulator für Cadmium und Blei wirksam ist. Fucus vesiculosus ist wegen seines euryhalinen Charakters in der Ostsee bis hin zur Ålandsee die häufigste Algenart (LEVRING 1940, WAERN 1952) und tritt in diesem Gebiet bestandsbildend auf.

Wie die Zusammenfassung einer Vielzahl ökophysiologischer Forschungsergebnisse von GESSNER & SCHWENKE (1974) zeigt, werden die meisten Stoffwechsellleistungen der Algen von den abiotischen Milieufaktoren Wassertemperatur und Salzgehalt beeinflusst. Deshalb wurden bei den durchgeführten Experimenten aus der Vielfalt der Umweltparameter, die die Akkumulation der Schwermetalle verändern können, eben die genannten Einflußgrößen ausgewählt.

"Weil eine Vielfalt von Einzelkomponenten des Salzgehaltes", zu denen auch die Schwermetallionen zu rechnen sind, "auf eine Vielfalt von physiologischen Zuständen wirken kann" (GESSNER & SCHWENKE 1974), wurde in den Untersuchungen auch der Einfluß von Schwermetallkombinationen auf die Inkorporationsleistung ermittelt.



Die in diesen Versuchen berücksichtigten Milieufaktoren Salinität und Wassertemperatur unterliegen in der westlichen Ostsee starken jahreszeitlichen Schwankungen. Deshalb sollte vorab an in situ gesammelten Proben geklärt werden, ob sich diese Fluktuationen in saisonalen Veränderungen der Schwermetallkonzentrationen in den Algen bemerkbar machen.

## 2 Material und Methoden

Der Schwermetallgehalt der Makroalgen spiegelt die gelöste Fraktion der Spurenmetalle im Seewasser wider. Das Verhältnis zwischen partikulär gebundenen und gelösten, d.h. für Algen verfügbaren, Schwermetallen wird u.a. durch die Umweltparameter Salzgehalt und Temperatur bestimmt (PATRICK Jr. et al. 1977, BURTON 1979, FÖRSTNER & WITTMANN 1979). Da beide Milieufaktoren in der westlichen Ostsee starken Veränderungen mit der Jahreszeit unterliegen, sollte zunächst durch quantitative Bestimmung der "natürlichen" Metallkonzentrationen in Fucus vesiculosus geklärt werden, ob diese Schwermetallgehalte mit der Salinität und der Wassertemperatur variieren.

Der zweite Teil der Untersuchungen dient zur Klärung der Frage, in wieweit Fucus vesiculosus als Bioakkumulator geeignet ist. Dazu waren der Verlauf und die Höhe der Akkumulation zu untersuchen, wobei die Einflüsse von Salzgehalt, Wassertemperatur und Metallkombinationen mit berücksichtigt wurden.

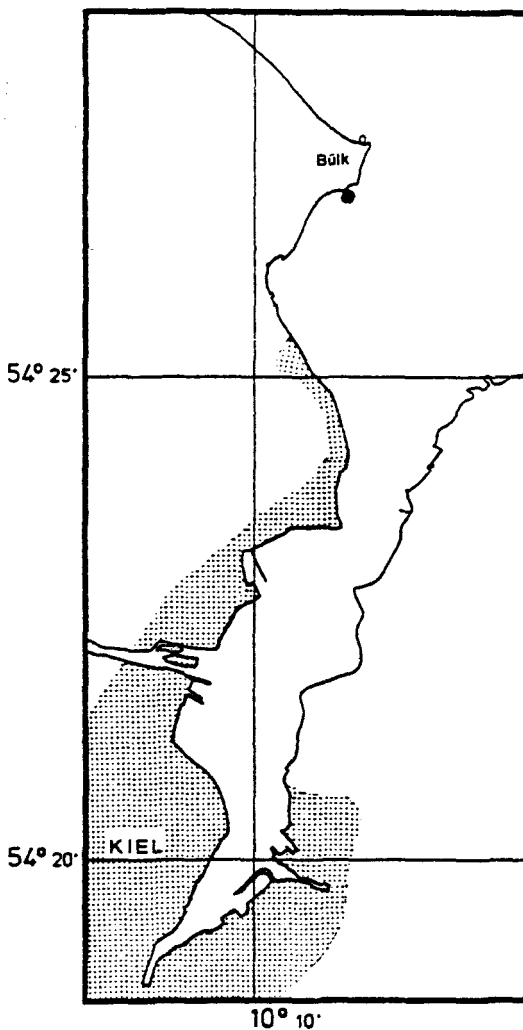


2.1 Bestimmung der "natürlichen" Metallgehalte in Fucus vesiculosus

2.1.1 Probennahme und -aufbereitung

Die Probennahme wurde monatlich durchgeführt. Mindestens 10 Thalli unterschiedlicher Größe von Fucus wurden einem Standort am Ausgang der Kieler Förde (Bülk, Abbildung 1) aus 0,5 - 1 m Tiefe entnommen.

Abbildung 1: Ort der Probennahmen (●: Standort der Fucus=proben; o: Einleitungsstelle des Klärwerkes)



Die Algen wurden unmittelbar danach vorsichtig von Aufwuchs befreit. Um sicher zu gehen, daß die zu messenden Schwermetallgehalte nicht durch an der Thallusoberfläche adsorptiv gebundene Metalle verfälscht werden konnten, wurden die Algen in einer ca 2% EDTA-Lösung gewaschen (POURIAN et al. 1974), anschließend mehrmals mit doppeldestilliertem Wasser abgespült, abgetropft und als Einzelpflanzen in Plastikbeuteln tiefgefroren. Danach wurden die Proben gefriergetrocknet (Modell Virtis 10-020) und über  $P_2O_5$  im Exsikkator nachgetrocknet.

### 2.1.2 Analysenmethode

Für die weitere Aufbereitung der Proben wurde ein Naßaufschluß nach der Methode von POURIAN et al. (1974) gewählt. Die gefriergetrockneten Algen wurden in einer Labor-Platten-Kugelmühle (Fritsch, Typ Pulverisette) homogenisiert. Es wurden Mörsergefäße aus Sinterkorund I verwendet. Von den fein pulverisierten Proben wurden jeweils 100 mg in einen 250 ml Rundkolben eingewogen und nach Zugabe eines Oxidationsgemisches aus 10 ml 65%  $HNO_3$  (suprapur) und 3 ml  $H_2O_2$  (p.a.) unter Rückfluß 4h im Sandbad bei langsam steigender Erwärmung gekocht. Parallel dazu wurde ein Reagenzienblindwert mitgekocht, um dessen Cd-, Pb-, bzw. Zn-Gehalt (meist unter der Nachweisgrenze des Gerätes) die Probenwerte gegebenenfalls korrigiert wurden. Die aufgeschlossenen Proben wurden durch eine Filternutsche (Porosität 3d) filtriert. Die Papierfilter wurden nach jeder Probe gewechselt und - wie auch die Filternutsche - vor Gebrauch reichlich mit 10% Salpetersäure gereinigt. Die Proben wurden anschließend mit doppeldestilliertem Wasser auf 50 ml aufgefüllt und bis zur Messung in verschraubbaren Polypropylen-Behältern tiefgefroren aufbewahrt.

Zur Vermeidung einer Kontamination wurden sämtliche Glasgeräte, die für die Schwermetallanalytik verwendet wurden, mit 10%  $\text{HNO}_3$  gereinigt und mehrmals mit Aqua bidest. gespült. Die "Reinigungs"-Salpetersäure wurde aus 65%  $\text{HNO}_3$  (suprapur) und Aqua bidest. (entionisiertes Wasser über eine Quarzdoppeldestille nachbehandelt) hergestellt; beide wurden laufend auf etwaige Cadmium-, Blei- und Zink-Verunreinigungen überprüft.

Die Cadmium- und Blei-Bestimmungen wurden mit einem Atomabsorptionsspektrophotometer (Beckman, Modell 1248) durchgeführt, ausgerüstet mit einer Graphitrohrküvette (Mann-Küvette, Modell 1268) und einer Deuteriumlampe zur automatischen Hintergrundkompensation. Als Trägergas diente Argon. Von jeder Probe wurden reproduzierbare Doppelbestimmungen vorgenommen und die gemessenen Absorptionssignale mittels einer Eichkurve (lineare Regression) in Konzentrationswerte umgerechnet. Die Eichkurve verlief in den Meßbereichen der Proben (0,25 - 10  $\mu\text{g Cd/l}$  und 25 - 100  $\mu\text{g Pb/l}$ ) linear.

Die Zink-Messungen wurden an einem mit einer Luft/Acetylenflamme ausgerüsteten Zweistrahl-Atomabsorptionsspektrophotometer (Beckman, Modell 1248) durchgeführt. Von jeder Zinkprobe wurden reproduzierbare Doppelbestimmungen ausgeführt und die integrierten Absorptionssignale mit einer Eichkurve (lineare Regression) in Konzentrationswerte umgerechnet. Die Eichkurve verlief für Zink in dem Bereich 0,3 - 1 ppm linear.

Die Verlässlichkeit der chemischen Methoden wurde wiederholt durch die Analyse von Proben bestimmt, die mit definierten Metallmengen künstlich kontaminiert waren.

Sämtliche Cadmium-, Blei- und Zink-Konzentrationen werden in  $\mu\text{g}/\text{l}$  (ppb) bzw. in  $\mu\text{g}/\text{g}$  (ppm) TG (Trockengewicht) angegeben.

## 2.2 Versuche zur Anreicherungsleistung

Die Eigenschaft der Makroalgen, Schwermetalle unreguliert anzureichern ohne eine Sättigung zu erreichen, setzt eine lineare Beziehung in der Aufnahme der Metalle aus dem Seewasser mit der Zeit voraus (GUTKNECHT 1965, BRYAN 1971, 1980, HAUG et al. 1974, MORRIS & BALE 1975).

In orientierenden Kurzzeitversuchen (Dauer 6d) an Fucus vesiculosus sollte überprüft werden, ob die Aufnahme von variierenden Milieufaktoren (Wassertemperatur, Salinität) und der Anwesenheit verschiedener Metalle in unterschiedlichen Konzentrationen beeinflusst wird.

Um Aufschluß über die Akkumulationsleistung von Fucus für Cadmium und Blei zu erhalten, wurden semistatische Langzeitversuche (Dauer 51d) durchgeführt. Auch bei diesen Experimenten sollten die konkurrierende Wirkung von Metallkombinationen und der Einfluß variierender Umweltparameter berücksichtigt werden.

### 2.2.1 Material

Eine methodische Grundforderung biologischer Untersuchungen ist die Verwendung einheitlichen Pflanzenmaterials. Um die mögliche Variationsbreite der Feldpopulation im Verhalten auf die Versuchsbedingungen klein zu halten, wurden nur Thallusteile von wenigen Fucuspflanzen eines Standortes (Bülk, Abbildung 1) aus einer Tiefe (0,5 - 1 m) verwendet.

Von den Fucuspflanzen wurden ca 20 - 30 mm lange vesikellose Thallusendstücke abgetrennt. Es wurde darauf geachtet, daß das Versuchsmaterial frei von Aufwuchs war, da eine sonst notwendige mechanische Reinigung die Thallusoberfläche beschädigt hätte. Die Fucusspitzen wurden in einem Zeitraum von 3 - 5 Tagen stufenweise an die jeweiligen Versuchsbedingungen (Salinität, Temperatur) adaptiert.

### 2.2.2 Versuchsparameter

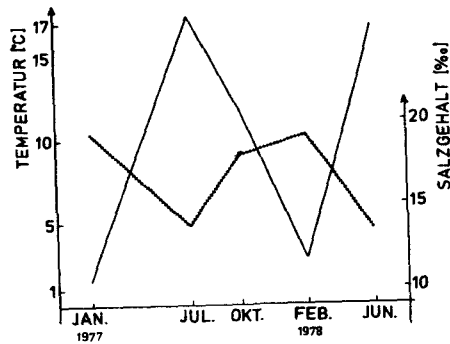
Die Versuchsbedingungen sind für beide Versuchsreihen identisch:

Als Kulturmedium diente Ostseewasser (ca 17 ‰ S) bzw. Kattegattwasser (ca 33 ‰ S). Beide wurden mit demineralisiertem Wasser (PHILLIPS 9176, LEHNBERG & THEEDE 1979) auf die erforderlichen Salzgehaltsstufen 10 ‰ und 20 ‰ verdünnt. Danach wurde das Wasser vakuumfiltriert (0,2 µm Membranfilter) und laufend auf etwaige Metallverunreinigungen (meist unter der Nachweisgrenze des Gerätes) überprüft.

Als Versuchstemperaturen wurden 5°C und 15°C ausgewählt. Sie entsprechen - wie auch die beiden Salzgehaltsstufen - den jahreszeitlichen Extremwerten (Abbildung 2) in der Kieler Förde.

Die Schwermetallkombinationen waren Cd Pb, Cd Zn, Pb Zn und Cd Pb Zn. Als Konzentrationen wurden für die Kurzzeitversuche 10, 20, 50 µg Cd/l, 10, 20, 50 µg Pb/l und 50 µg Zn/l gewählt. Die Schwermetalle wurden in der Form der jeweiligen Chloride appliziert. Für die Langzeitversuche wurden 10 µg Cd/l, 10 µg Pb/l und 50 µg Zn/l benutzt. Sie hatten in entsprechenden Vorversuchen bei

Abbildung 2: Salzgehalt und Wassertemperatur der Kieler Förde im Jahresgang (KREMLING et al. 1979)  
(—: Wassertemperatur; ◆◆◆◆: Salzgehalt)



gleichen Versuchsbedingungen keine Beeinträchtigung der O<sub>2</sub>-Produktion von Fucus vesiculosus bewirkt.

### 2.2.3 Versuchsdurchführung

Obwohl der Durchflußversuch die verlässlichste Testmethode darstellt, mußte in diesem Fall darauf verzichtet werden, da die großen Mengen an Versuchswasser nach Gebrauch als kontaminiertes Abwasser nicht problemlos beseitigt werden konnten.

Ausgehend von der Möglichkeit, die durch Lebewesen hervorgerufene Veränderung der Wasserqualität zu verzögern, indem ein relativ großes Wasservolumen im Verhältnis zur Biomasse der eingesetzten Organismen verwendet wird, (RABSCH & ELBRÄCHTER 1980), wurde für die Untersuchungen zur Aufnahme rate die statische Testmethode angewendet.

Es wurden sechs Fucusspitzen in 3 l filtriertem Seewasser der Salinitäten 10 ‰ und 20 ‰ in temperaturkonstanten Räumen (5°C und 15°C) und bei diffusem Licht

(65 W/25, Photoperiode 12h) gehalten. Zur Bestimmung des zeitlichen Ablaufs der Schwermetallaufnahme wurde aus jedem Versuch täglich eine Probe entnommen. Jede Versuchskombination wurde dreifach durchgeführt, um den Fehler durch individuelles Verhalten der Algen zu korrigieren.

Für die Arbeiten zur Ermittlung der Akkumulationsleistung von Fucus vesiculosus wurden die als Versuchsgefäße dienenden Kristallisierschalen 24h mit Lösungen der entsprechenden Metallkonzentrationen und -kombinationen abgesättigt, um den Verlust der Schwermetalle aus dem Versuchsmedium durch Adsorption an die Glaswände gering zu halten. Das Versuchsmaterial wurde einzeln in 500 ml filtriertem Seewasser der vorgesehenen Salzgehaltsstufen in temperaturkonstanten Räumen bei 5°C und 15°C und bei diffusem Licht (65 W/25, Hell-Dunkel-Wechsel 12h/12h) gehalten. Außerdem wurde das Versuchswasser alle 2 Tage gewechselt und der Cadmium-, Blei- und Zink-Gehalt jeweils erneuert. Jede Versuchskombination wurde ebenfalls (s.o.) dreifach ausgeführt.

#### 2.2.4 Analysenmethode

Die Fucusproben wurden, um die an der Thallusoberfläche adsorbierten Metalle zu beseitigen, erst in einer 2% EDTA-Lösung gewaschen, anschließend mehrfach mit doppeldestilliertem Wasser gespült und bis zur Weiterverarbeitung tiefgefroren. Die Bestimmung der Schwermetalle erfolgte nach der unter 2.1.2 aufgeführten Analysenmethode.



### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 "Natürliche" Schwermetallkonzentrationen in Fucus vesiculosus

Die Monatsmittelwerte sind zusammen mit den jeweiligen Minima und Maxima der "natürlichen" Spurenmetallgehalte in Fucus in Tabelle 1 zusammengefaßt. Dieser Tabelle ist auch die Anzahl der jeweils untersuchten Algen zu entnehmen.

Aus dem Gebiet der westlichen Ostsee liegen Daten aus vergleichbaren Untersuchungen an Fucus vesiculosus nur aus dem Öresund vor (HÄGERHÄLL 1973, PHILLIPS 1979). Trotz der unterschiedlichen Zeiträume und Analysenmethoden ergeben die drei Arbeiten eine gute Übereinstimmung in den Schwermetallkonzentrationen von F. vesiculosus (Tabelle 2).

Tabelle 2: Mittlere Schwermetallgehalte in Fucus vesiculosus ( /ug/g Trockengewicht)

	Zink	Cadmium	Blei
HÄGERHÄLL	198,8	2,20	2,95
PHILLIPS	133,6	2,52	20,06
STEINHAGEN-SCHNEIDER	198,2	2,27	14,24

Vergleicht man dagegen die Konzentrationsfaktoren

$$CF = \frac{\text{Konzentr.in der Alge}}{\text{Konzentr.im Seewasser}} \left[ \frac{\text{/ug/g Algentrockengewicht}}{\text{/ug/ml gel.Metalle im Seew.}} \right]$$

dieser Untersuchungen miteinander, so ergeben sich teilweise Ungleichheiten in der Größenordnung. In der Arbeit von HÄGERHÄLL (1973) betragen die Konzentrationsfaktoren für Fucus  $2,8 \times 10^4$  (Zn),  $1,3 \times 10^3$  (Pb) und  $1,38 \times 10^3$

Tabelle 1: Monatliche mittlere Schwermetallgehalte in Fucus vesiculosus (in:  $\mu\text{g/g TG}$ )

	Dez. 1976	Jan. 1977	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	D <sup>+</sup>	Jan. 1978	Febr.	
Zn	$\bar{x}$	279,0	225,0	241,0	260,0	222,0	169,0	- -	156,0	158,0	103,0	109,0	201,0	-	178,0	275,0
	Max.	323,3	395,8	305,3	307,8	309,4	241,0	- -	305,0	219,3	161,0	189,6	290,3	-	221,3	335,0
	Min.	193,8	132,6	190,0	226,9	162,6	121,3	- -	75,3	80,2	43,8	67,0	90,0	-	105,9	178,7
	n	15	36	8	13	13	11	- -	17	8	14	24	14	-	13	16
Cd	$\bar{x}$	2,02	2,05	2,02	2,46	1,94	1,77	2,49	2,48	3,41	2,17	1,70	2,49	-	2,51	2,26
	Max.	4,41	4,49	2,60	3,49	3,30	2,14	3,13	2,96	4,12	3,28	2,65	4,17	-	3,80	4,10
	Min.	1,01	0,19	1,70	1,57	0,92	1,55	1,90	1,63	1,81	1,31	0,43	0,22	-	1,37	0,88
	n	19	26	8	14	15	9	10	12	8	14	24	12	-	13	23
Pb	$\bar{x}$	13,05	15,66	6,90	13,35	11,63	14,36	14,13	19,42	21,59	15,35	12,37	16,91	-	9,27	15,32
	Max.	23,84	33,38	13,37	28,42	17,01	23,08	29,97	36,00	39,17	28,28	21,57	36,90	-	16,25	26,38
	Min.	6,91	7,66	3,19	6,73	8,89	7,92	3,62	6,29	7,14	5,00	5,36	5,36	-	3,88	4,3
	n	10	11	7	14	15	6	12	11	16	12	23	12	-	13	19

(D<sup>+</sup>: Dezember 1977 fanden keine Schwermetallbestimmungen statt.)

(Cd), während in dieser Untersuchung für Zink  $7,03 \times 10^4$  und für Cadmium  $2,27 \times 10^4$  ermittelt wurden. Diese Unstimmigkeiten werden auf die unterschiedlichen Angaben über die gelösten Metallgehalte im Wasser zurückgeführt.

Zur Berechnung der Konzentrationsfaktoren wurden in dieser Arbeit die Daten von KREMLING et al. (1979) herangezogen, deren Teiluntersuchung zur Ermittlung der Schwermetallkonzentrationen im Wasser der Kieler Förde im selben Untersuchungszeitraum (1977) stattfand. Sie erhielten als mittlere Metallgehalte Werte zwischen  $2,82 - 5,27 \mu\text{g Zn/l}$  und  $0,101 - 0,104 \mu\text{g Cd/l}$ . Diese Konzentrationsbereiche entsprechen ozeanischen Relationen (GOLDBERG 1965) und werden als normal angesehen.

Zuverlässige Bleibestimmungen im Meerwasser gelten wegen der geringen Mengen und der großen Kontaminationsgefahren als kaum durchführbar (BRÜGMANN 1977). Daher verzichteten KREMLING et al. (1979) in ihrer Arbeit auf die Angaben von Bleigehalten des Meerwassers. Der für die Ostsee "normale" Bleiwert liegt nach BRÜGMANN (1977) anscheinend zwischen  $0,3$  und  $0,5 \mu\text{g/l}$ . Das würde für Fucus unserer Untersuchung einen Konzentrationsfaktor zwischen  $4,75 \times 10^4$  und  $2,85 \times 10^4$  ergeben.

HÄGERHÄLL (1973) ermittelte für den Standort seiner Fucusproben Metallgehalte im Wasser von  $7,1 \mu\text{g Zn/l}$ ,  $1,6 \mu\text{g Cd/l}$  und  $2,2 \mu\text{g Pb/l}$ . Nach HÄGERHÄLL (1973) und BRÜGMANN (1977) sind diese Konzentrationen für verschmutzte Seegebiete repräsentativ.

Bei der Diskussion dieser extrem unterschiedlichen Seewasser-Metallgehalte darf nicht außer acht gelassen werden, wann die Untersuchungen des Öresundwassers statt=

fanden (1969 - 1972). Es ist bekannt, daß die vielerorts beschriebene tendenzielle Abnahme der Schwermetallgehalte im Meerwasser weniger Ausdruck einer Verringerung der Spurenmetallbelastung des Meeres als vielmehr in der Verfeinerung der Analysetechnik und vor allem in der Vermeidung von Sekundärkontamination bei der Probennahme begründet ist ("NORDSEE-GUTACHTEN" 1980). KREMLING (1973) erhielt für seine 1972 durchgeführte Untersuchung noch bedeutend höhere Werte (Zink: 7,5  $\mu\text{g}/\text{l}$ , Cadmium: 0,22  $\mu\text{g}/\text{l}$ , Blei: 1,1  $\mu\text{g}/\text{l}$ ).

Nach KREMLING (pers. Mitt.) wirken sich geringe Analysefehler weniger gravierend auf die Metallbestimmung in Makroalgen als auf die des Seewassers aus, da die Konzentrationen im letzteren um den Faktor  $10^3$  bis  $10^4$  niedriger liegen.

Aufgrund dieser Schwierigkeiten in der Schwermetallbestimmung des Seewassers und der damit verbundenen begrenzten Interpretationsmöglichkeiten hat man wiederholt die Überwachung der Gewässer auf seinen Verschmutzungsgrad durch biologische Indikatoren im Sinne von Gehalt-Indikatoren gefordert (vgl. BUTLER et al. 1971, HAUG et al. 1974, PORTMANN 1976, MOORE 1977). Mehrere Untersuchungen über den Metallgehalt in Makroalgen zeigten, daß Analysen benthischer Algen ein qualitatives Bild der Schwermetallverunreinigung in Küstengewässer ergaben.

Verschiedene Autoren (z.B. BUTTERWORTH et al. 1972, BRYAN & HUMMERSTONE 1973, MORRIS & BALE 1975) benutzten dann die Konzentrationsfaktoren zur Rückrechnung der mittleren Konzentrationswerte gelöster Metalle im Wasser aus den Schwermetallgehalten in der Alge, ohne jedoch den Einfluß signifikant störender Faktoren wie z.B. Zeit und Ort der Probennahme und Umweltparameter (Jahreszeit, Wassertempe-

ratur, Salzgehalt) auf den Grad der Metallakkumulation von Algen mit zu berücksichtigen (PHILLIPS 1977).

Vergleicht man die Monatsmittelwerte der einzelnen Metalle in Tabelle 1, stellt man im Jahresgang teilweise Schwankungen um den Faktor 2 fest. Ob diese Unterschiede in den mittleren Schwermetallkonzentrationen der analysierten Stichproben für die Grundgesamtheit zutreffen, wurde durch Vergleich der Konfidenzintervalle der Mittelwerte ermittelt (Abbildungen 3 - 4).

Sowohl diese Abbildungen als auch Tabelle 1 lassen Fluktuationen mit der Jahreszeit am deutlichsten bei den Zinkgehalten in Fucus vesiculosus erkennen. Der Vergleich der Konfidenzintervalle der monatlichen Mittelwerte für Zink ergab mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1% ein ausgeprägtes Maximum im Februar und ein ebenso deutliches Minimum im September (Abbildung 3).

Entgegengesetzt sind die saisonalen Schwankungen bei Blei (Abbildung 4). Bei diesem Element erreichten die Konzentrationen in Fucus im August ihre Maxima und im Februar die Minima ( $P = 0,01$ ).

Die Cadmiumgehalte in F. vesiculosus ergaben ein ähnliches Bild wie die Bleikonzentrationen (Abbildung 5). Die höchsten Werte für Cadmium wurden im August analysiert ( $P = 0,05$ ). Dagegen erhält man keine ausgeprägten Minima, die saisonal interpretierbar wären; die niedrigsten Cadmiumwerte wurden in Fucus bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% im Mai und Oktober ermittelt.

Vergleichbare Untersuchungen über den Einfluß der Jahreszeit auf die Schwermetallkonzentrationen in Makroalgen wurden hauptsächlich im Gebiet der britischen Inseln vor-

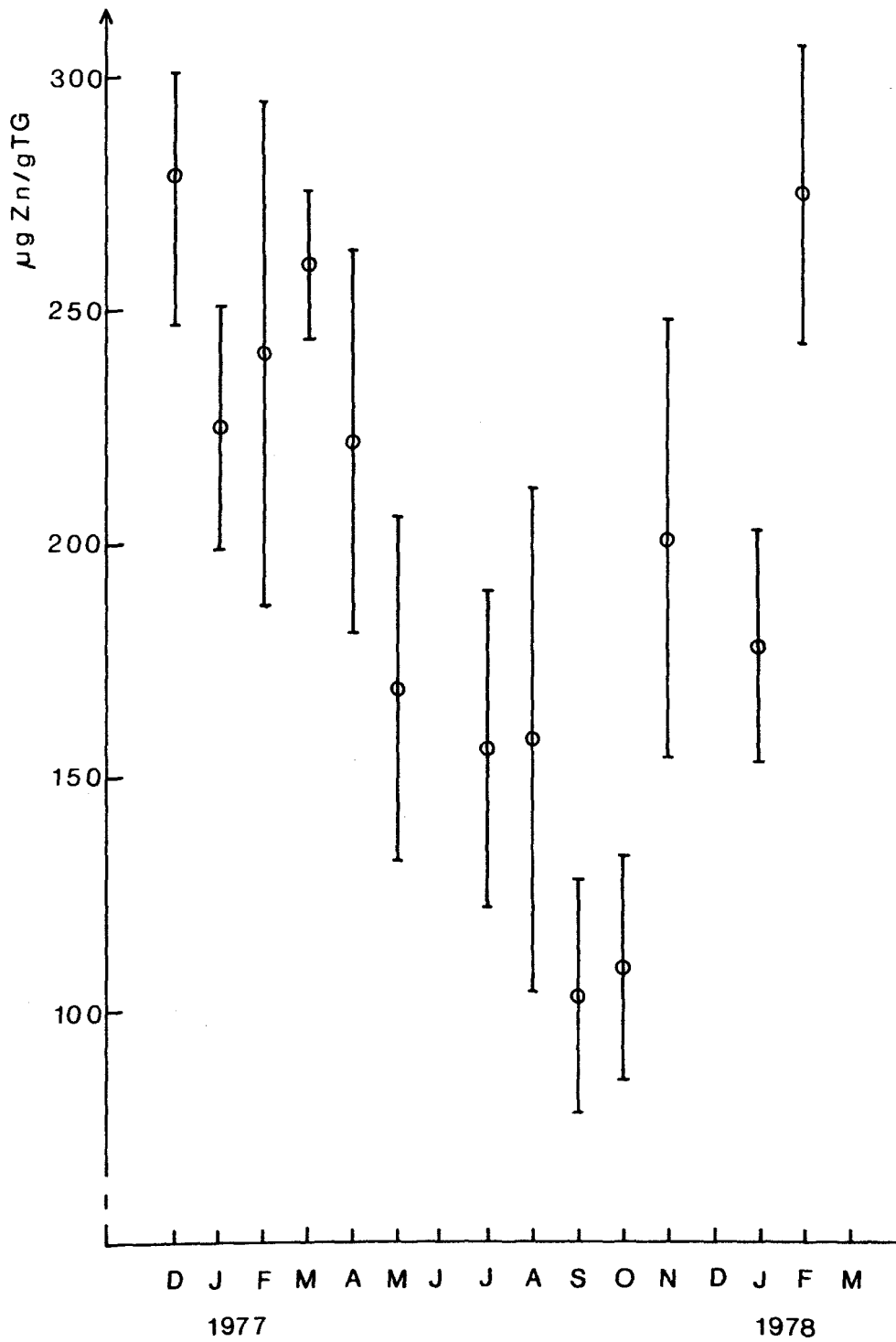


Abbildung 3: Monatsmittelwerte mit den entsprechenden Konfidenzintervallen der Zinkgehalte in Fucus vesiculosus

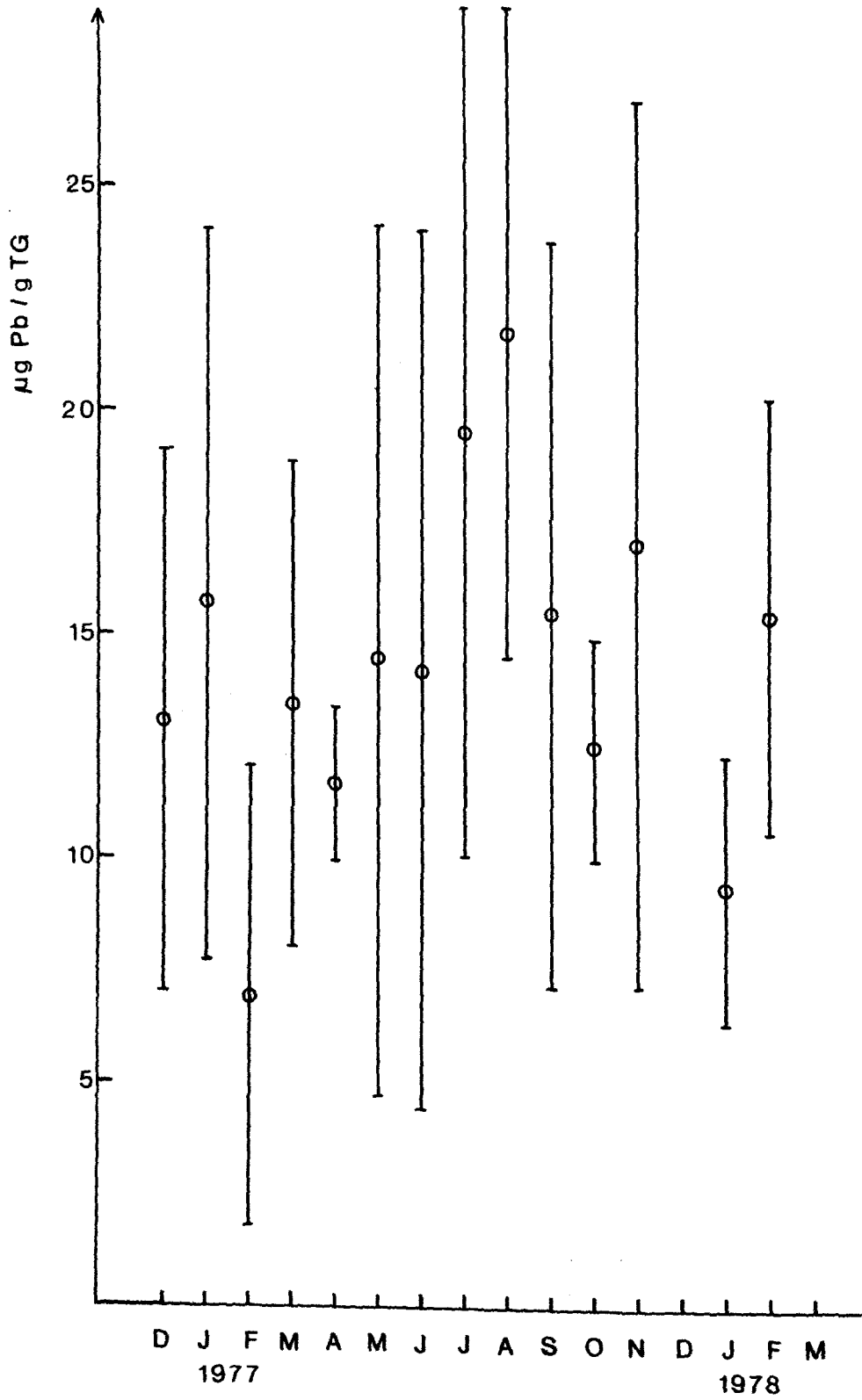


Abbildung 4: Monatsmittelwerte mit den entsprechenden Konfidenzintervallen der Bleigehalte in Fucus vesiculosus

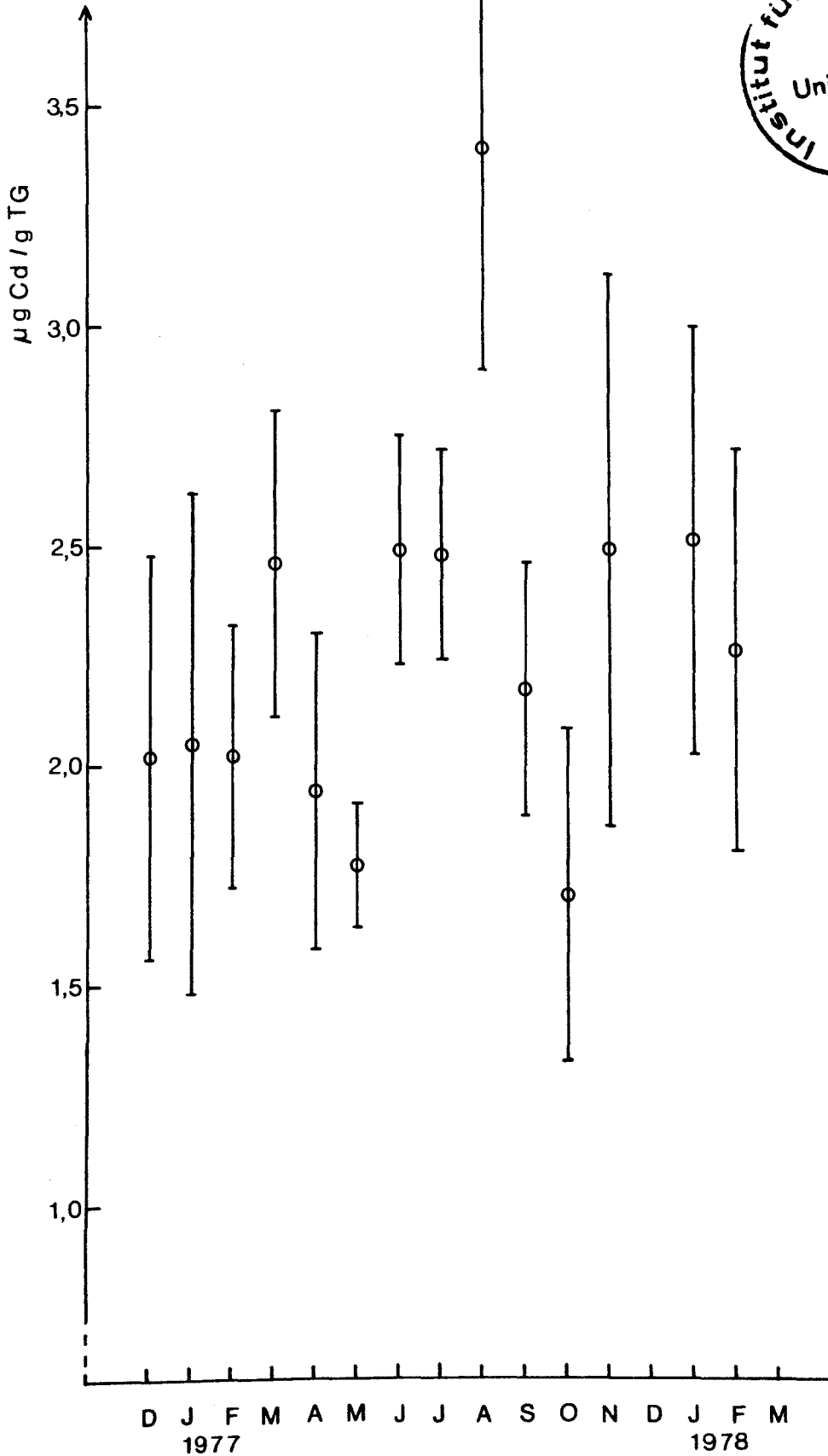


Abbildung 5: Monatsmittelwerte mit den entsprechenden Konfidenzintervallen der Cadmiumgehalte in Fucus vesiculosus



genommen (BRYAN & HUMMERSTONE 1973, FUGE & JAMES 1973, 1974), daneben hat LUNDE (1970) ähnliche Arbeiten an Braunalgen aus dem Gebiet der Lofoten durchgeführt.

LUNDE (1970) erhielt für Zink bei einer Probennahme, die alle zwei Monate erfolgte, die gleichen Maxima-Minima-Beziehung in Laminaria spp. (Lamina) und Ascophyllum nodosum (ganze Pflanze) wie in der vorliegenden Arbeit. BRYAN & HUMMERSTONE (1973) registrierten bei einer vierteljährlichen Probennahme auch ein saisonalbedingtes Maximum des Zinkgehaltes in Fucus vesiculosus im Winter. FUGE & JAMES (1973, 1974) fanden ebenfalls ein Maximum sowohl der Zink- als auch der Cadmium-Konzentrationen in F. vesiculosus im Februar/März und ein Minimum im September; sie hatten durchschnittlich alle drei Monate Fucusproben genommen. Die beiden letztgenannten Autorenpaare führten das Minimum auf einen Verdünnungseffekt durch das zunehmende Pflanzenwachstum während der Frühjahrs- und Sommermonate zurück. Ein Einfluß des Wachstums auf die Schwermetallgehalte in perennierenden Algen kann in Gebieten mit kaum schwankenden Salinitäten und Wassertemperaturen nicht ausgeschlossen werden. Eine hinreichende Erklärung dürfte eher in einer unterschiedlichen Expositionszeit verschieden alter Gewebe liegen; dafür sprechen auch die Ergebnisse von MYKLESTAD et al. (1978). Geht man dagegen von Küstengebieten mit über das Jahr stark variierenden Salzgehalten und Temperaturen (Abbildung 2) aus, so muß man wohl den Grund der fluktuierenden Schwermetallkonzentrationen in Algen eher in der saisonal unterschiedlichen Verfügbarkeit der Metalle sehen (BURTON 1979, FÖRSTNER & WITTMANN 1979).

NICKLESS et al. (1972) berichteten über Schwankungen der Zink- und Cadmiumgehalte in Fucus vesiculosus in Abhängigkeit vom Ort der Probennahmen im Küstenbereich. Auch FUGE

& JAMES (1973) erhielten für Cadmium vom Probenort abhängige, saisonal unterschiedliche Konzentrationen in Fucus. Algenproben von einem Ort mit Süßwassereinstrom erreichten dort im Juni die Maximalgehalte an Cadmium und im März die Minimalkonzentrationen.

Auch BRYAN & HUMMERSTONE (1973) sahen neben ihrer "Verdünnungshypothese" eine Interpretationsmöglichkeit für die saisonalen Konzentrationsänderungen u.a. in der Verfügbarkeit der Metalle je nach der Salzgehalts- und Temperaturschichtung im Küstenwasser.

Unter der Voraussetzung, daß der wesentliche Faktor, der die Schwermetallgehalte in Braunalgen bedingt, der gelöste Anteil der Metalle im Meerwasser ist (BOWEN 1966), liegt es nahe, daß die Milieuparameter Salzgehalt und Wassertemperatur einen bedeutenden Einfluß auf die für die Makroalgen verfügbare Form der Metalle haben müssen.

### 3.2 Ergebnisse zur Anreicherungsleistung

#### 3.2.1 Schwermetallaufnahmerate

Als Maß für die Inkorporationsgeschwindigkeit dient die Aufnahmerate. Sie ist die mittlere Anreicherung pro Zeiteinheit (Tabelle 3a - d), angegeben als geometrisches Mittel der für die einzelnen Tage berechneten Akkumulationsraten (in: ppm Trockengewicht pro Tag).

Zur Überprüfung der Bedeutung der einzelnen Versuchsparameter wurde durch multiple Regressionen (BLEYMÜLLER & GEHLERT 1979) die Abhängigkeit der Aufnahmeraten von Wassertemperatur, Salzgehalt, Cadmium- und Bleigehalten im

Tabelle 3a: Tägliche Cadmium-Aufnahmerate (geom.Mittel, in ppm/d) in Abhängigkeit von Cd- und Pb-Konzentrationen, Temperatur, Salzgehalt und in Anwesenheit von Zink (50  $\mu\text{g/l}$ )

Cadmium-Konzentration im Medium: 10  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. $^{\circ}\text{C}$	Salzgeh. $^{\circ}/\text{oo}$	Pb-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	3,44	2,85	3,11	2,98
5	20	3,28	3,00	3,39	3,10
15	10	2,84	4,78	5,45	6,37
15	20	3,21	4,80	4,99	4,99

Cadmium-Konzentration im Medium: 20  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. $^{\circ}\text{C}$	Salzgeh. $^{\circ}/\text{oo}$	Pb-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	5,24	4,62	5,25	4,82
5	20	5,20	4,50	5,30	4,21
15	10	4,51	8,30	10,02	10,52
15	20	4,43	6,98	6,58	7,63

Cadmium-Konzentration im Medium: 50  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. $^{\circ}\text{C}$	Salzgeh. $^{\circ}/\text{oo}$	Pb-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	8,18	7,80	6,35	7,84
5	20	7,69	6,25	6,66	6,75
15	10	7,07	15,06	17,73	16,35
15	20	8,19	11,12	14,51	14,03

Tabelle 3b: Tägliche Cadmium-Aufnahmerate (geom.Mittel, in ppm/d) in Abhängigkeit von Cd- und Pb-Konzentrationen, Temperatur, Salzgehalt und in Abwesenheit von Zink

Cadmium-Konzentration im Medium: 10  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Pb-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	3,27	3,19	4,17	2,62
5	20	3,08	2,43	2,62	2,64
15	10	--	4,54	4,08	4,70
15	20	2,75	4,76	4,25	5,79

Cadmium-Konzentration im Medium: 20  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Pb-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	4,82	4,11	5,70	4,35
5	20	4,48	3,73	4,04	4,06
15	10	3,99	7,01	6,38	6,31
15	20	3,68	6,43	6,58	6,21

Cadmium-Konzentration im Medium: 50  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Pb-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	6,81	7,14	6,88	6,46
5	20	7,68	5,32	5,55	5,38
15	10	7,42	8,96	8,29	7,85
15	20	6,56	10,14	9,46	10,83

Tabelle 3c: Tägliche Blei-Aufnahmerate (geom.Mittel, in ppm/d) in Abhängigkeit von Pb- und Cd-Konzentrationen, Temperatur, Salzgehalt und in Anwesenheit von Zink (50  $\mu\text{g/l}$ )

Blei-Konzentration im Medium: 10  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Cd-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	9,75	2,20	2,76	2,04
5	20	9,85	3,95	2,83	2,90
15	10	5,08	7,57	5,7	6,29
15	20	4,64	4,65	4,39	4,96

Blei-Konzentration im Medium: 20  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Cd-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	12,85	5,14	3,66	3,01
5	20	13,96	5,42	4,48	5,26
15	10	6,27	8,55	8,69	11,34
15	20	7,19	7,98	6,75	7,44

Blei-Konzentration im Medium: 50  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Cd-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	24,71	6,45	7,16	5,25
5	20	16,30	7,17	8,44	9,75
15	10	15,51	13,45	14,60	14,50
15	20	20,42	13,25	12,00	11,38

Tabelle 3d: Tägliche Blei-Aufnahmenrate (geom.Mittel, in ppm/d) in Abhängigkeit von Pb- und Cd-Konzentrationen, Temperatur, Salzgehalt und in Abwesenheit von Zink

Blei-Konzentration im Medium: 10  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Cd-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	1,97	4,00	3,23	4,29
5	20	4,78	2,22	2,91	4,44
15	10	4,58	10,86	6,56	6,39
15	20	5,18	5,81	4,57	4,71

Blei-Konzentration im Medium: 20  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Cd-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	3,97	5,53	4,69	6,76
5	20	5,85	5,50	6,45	8,75
15	10	7,91	13,26	7,00	9,29
15	20	7,19	11,46	8,44	6,84

Blei-Konzentration im Medium: 50  $\mu\text{g l}^{-1}$

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Cd-Konzentration im Medium (in: $\mu\text{g l}^{-1}$ )			
		0	10	20	50
5	10	14,19	10,63	11,01	9,83
5	20	19,52	11,35	8,65	15,46
15	10	17,00	22,63	14,24	15,01
15	20	15,20	48,58	15,13	17,45

Wasser analysiert. Dabei wurden die zinkfreien und -haltigen Cadmium- und Blei-Versuchsreihen getrennt ausgewertet.

Für Cadmium ergaben sich folgende Regressionsgleichungen:

Cd (Zn 50)

$$AR = 0,55 + 0,14 Cd_w + 0,33 T - 0,10 S + 0,03 Pb_w$$
$$(r = 0,86)$$

Cd (Zn 0)

$$AR = 1,20 + 0,09 Cd_w + 0,18 T - 0,01 S + 0,01 Pb_w$$
$$(r = 0,86)$$

es bedeuten dabei:

AR = Aufnahme rate (ppm TG d<sup>-1</sup>)

Cd<sub>w</sub> = Cadmiumgehalt im Wasser (ppb)

T = Temperatur (°C)

S = Salzgehalt (°/oo)

Pb<sub>w</sub> = Bleigehalt im Wasser (ppb)

Beide Korrelationen sind auf dem 1%-Niveau signifikant. Zusätzlich wurden die Konfidenzintervalle der einzelnen Regressionskoeffizienten berechnet, um ihre Signifikanz (P = 0,05) zu prüfen. In beiden Fällen waren nur die Regressionskoeffizienten für die Temperatur, Cadmium- und Bleikonzentrationen signifikant von Null verschieden; diese drei Parameter haben also einen verstärkenden Einfluß auf die Cadmiumaufnahme. Da alle Regressionskoeffizienten in den Experimenten mit Zink größer als in denen ohne Zink sind, ist ein Einfluß von Zink auf die Cadmiumakkumulation nicht auszuschließen.

Die Blei-Aufnahmeraten lassen sich mit folgenden signifikanten Regressionsgleichungen beschreiben:

Pb (Zn 50)

$$AR = 3,35 + 0,19 Pb_w + 1,97 T - 0,03 S - 0,08 Cd_w$$

(r = 0,74)

Pb (Zn 0)

$$AR = - 4,42 + 0,30 Pb_w + 0,46 T + 0,13 S - 0,23 Cd_w$$

(r = 0,75)

Die Berechnung der 5%-Vertrauensbereiche der Regressionskoeffizienten ergab, daß im ersten Fall (Pb Zn 50) nur diejenigen für die Blei- und Cadmium-Konzentration des Wassers, im zweiten Fall (Pb Zn 0) nur diejenigen für die Bleikonzentration des Wassers und für die Temperatur signifikant von Null verschieden sind. Da ein Einfluß der Temperatur auf die Blei-Aufnahmerate aber auch in der Pb (Zn)-Versuchsserie (Tabelle 3c) offensichtlich ist, wurde diese Berechnung mit den logarithmierten Einzeldaten wiederholt. Dabei ergab sich folgende signifikante (P = 0,01) Regressionsgleichung:

Pb (Zn 50)

$$\log AR = - 0,12 + 0,58 \log Pb_w + 0,33 T + 0,03 \log S - 0,16 \log Cd_w$$

(r = 0,84)

In diesem Fall sind die Regressionskoeffizienten für die Blei- und Cadmium-Konzentration und für die Temperatur signifikant verschieden von Null, so daß sich ein positiver Einfluß der Bleikonzentration und der Temperatur und ein negativer Effekt des Cadmiumgehaltes des Wassers auf die Blei-Aufnahme in Fucus vesiculosus ergibt.



### 3.2.2 Langzeitakkumulation

Die Resultate zur Anreicherungsleistung von Fucus vesiculosus für Cadmium und Blei nach 51-tägiger Expositionszeit sind in den Abbildungen 5 und 6 dargestellt. Obwohl Zink nur als zusätzlicher Umweltparameter bei dieser Versuchsanordnung verwendet wurde, wurde auch die Zinkkonzentration in Fucus am Versuchsende bestimmt (Abbildung 7). Daneben wurden (unter der Voraussetzung einer linearen Aufnahme) die mittleren täglichen Aufnahmeraten aus den Konzentrationen nach 51 Tagen bestimmt (Tabelle 4), um einen Vergleich mit der Metallanreicherung von Fucus in den Kurzzeitversuchen zu ermöglichen. Dem direkten Vergleich der Aufnahmeraten stehen aber vor allen Dingen die methodisch bedingten Unterschiede in den beiden Versuchsansätzen entgegen.

Da die Aufnahmeraten in beiden Cadmium-Versuchsserien relativ ähnlich sind, ist die Cd-Aufnahme offenbar zumindest über 51 Tage linear. Dagegen liegen in den Blei-Experimenten die Kurzzeit-Aufnahmeraten grundsätzlich über den entsprechenden Langzeit-Aufnahmeraten; daraus muß in Anbetracht des methodischen Unterschieds geschlossen werden, daß die Blei-Inkorporation mit der Zeit sinkt.

Aus den Abbildungen 5-7 wird die Schwierigkeit einer getrennten Betrachtung des Einflusses jedes einzelnen Faktors ersichtlich; dennoch wird der Versuch einer qualitativen Einschätzung der Wirkung einzelner Faktoren auf die Metallanreicherung in der Alge unternommen:

- Der positive Einfluß der Temperaturerhöhung auf die Bleianreicherung tritt (unabhängig von den übrigen Faktoren) deutlicher zutage als derjenige auf die Cadmium- und Zinkakkumulation.

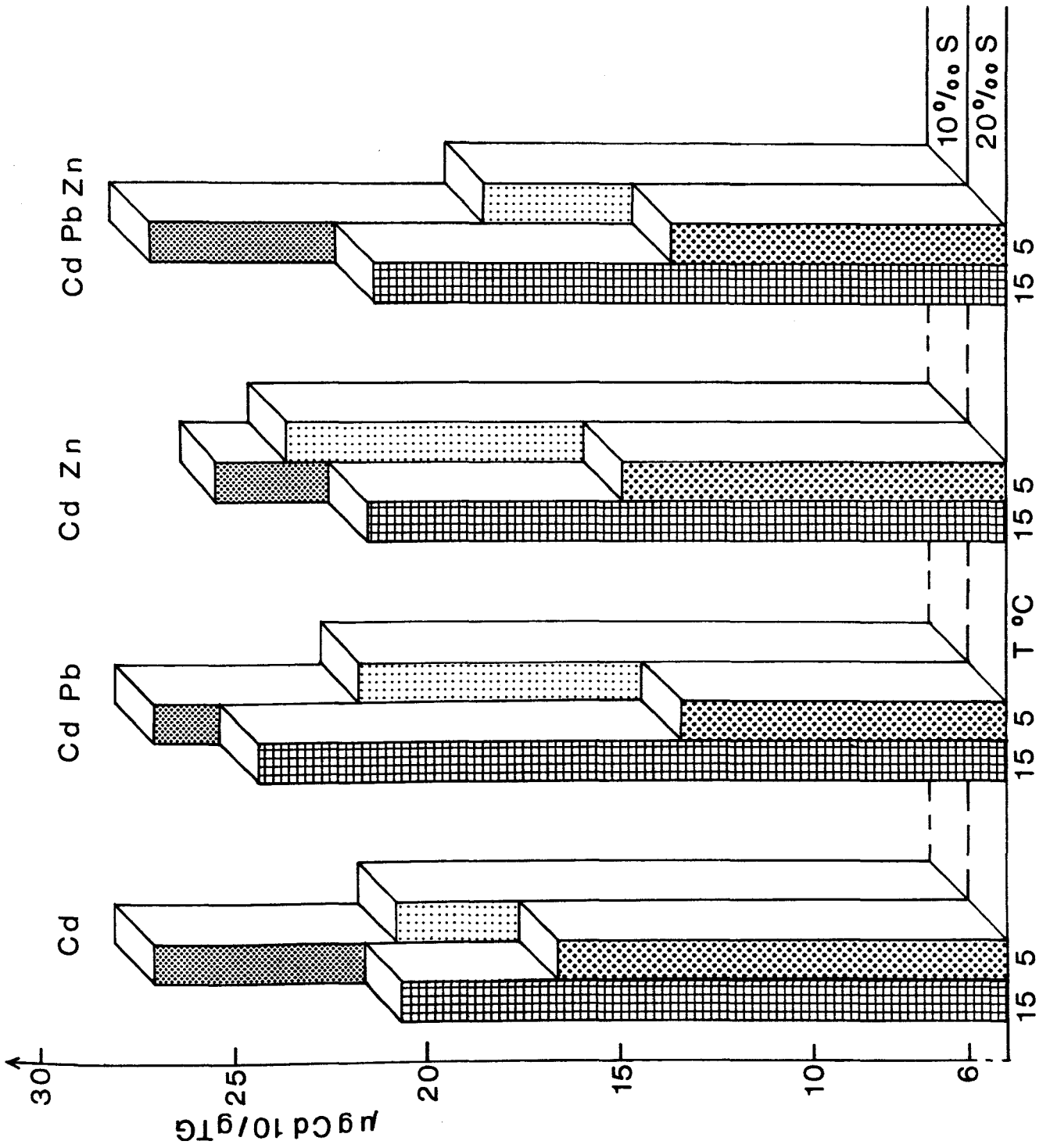


Abbildung 5: Cadmiumgehalte in *Fucus vesiculosus* nach 51 Tagen in Abhängigkeit von Temperatur, Salzgehalt und Schwermetallkombination

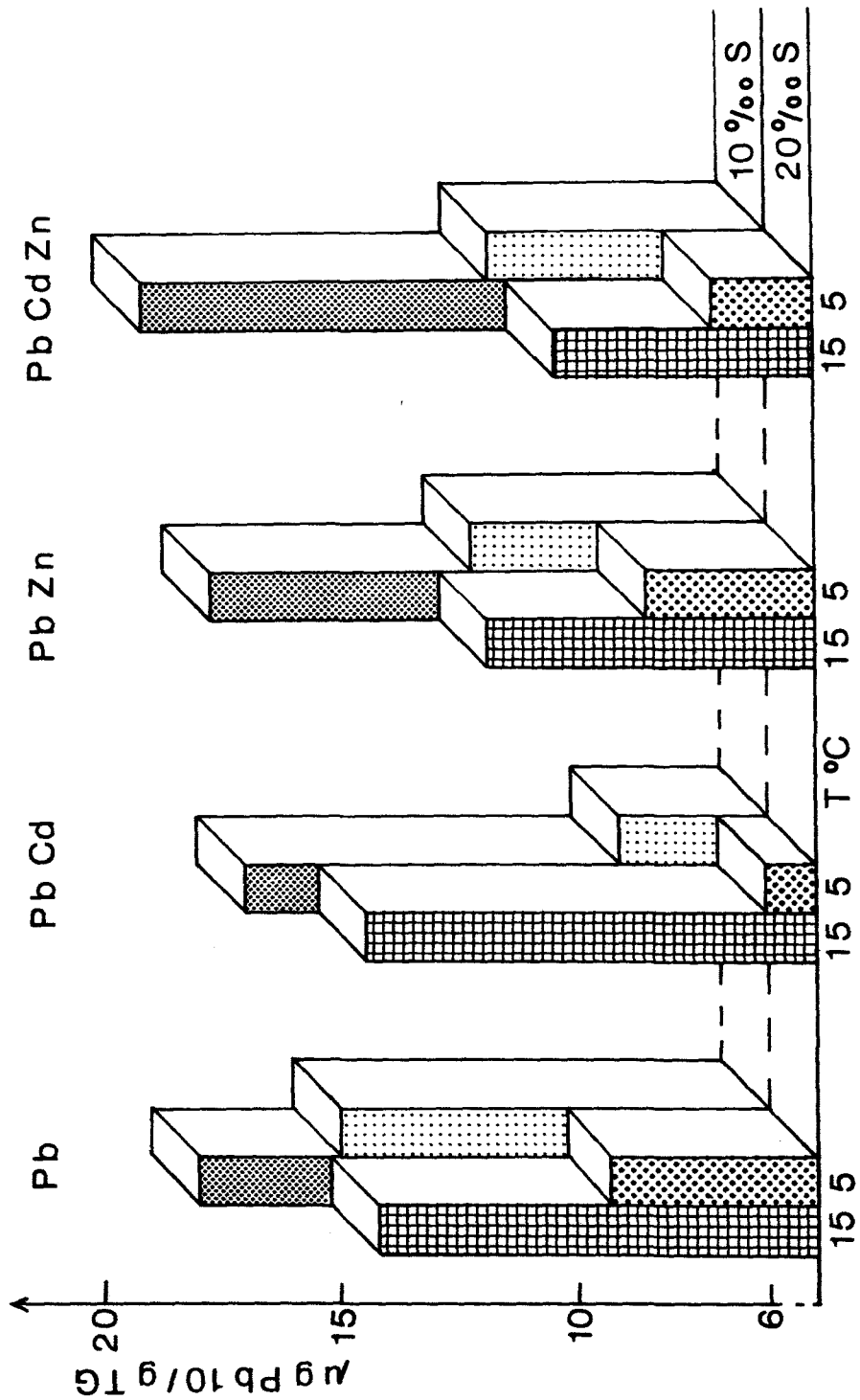


Abbildung 6: Bleigehalte in *Fucus vesiculosus* nach 51 Tagen in Abhängigkeit von Temperatur, Salzgehalt und Schwermetallkombination

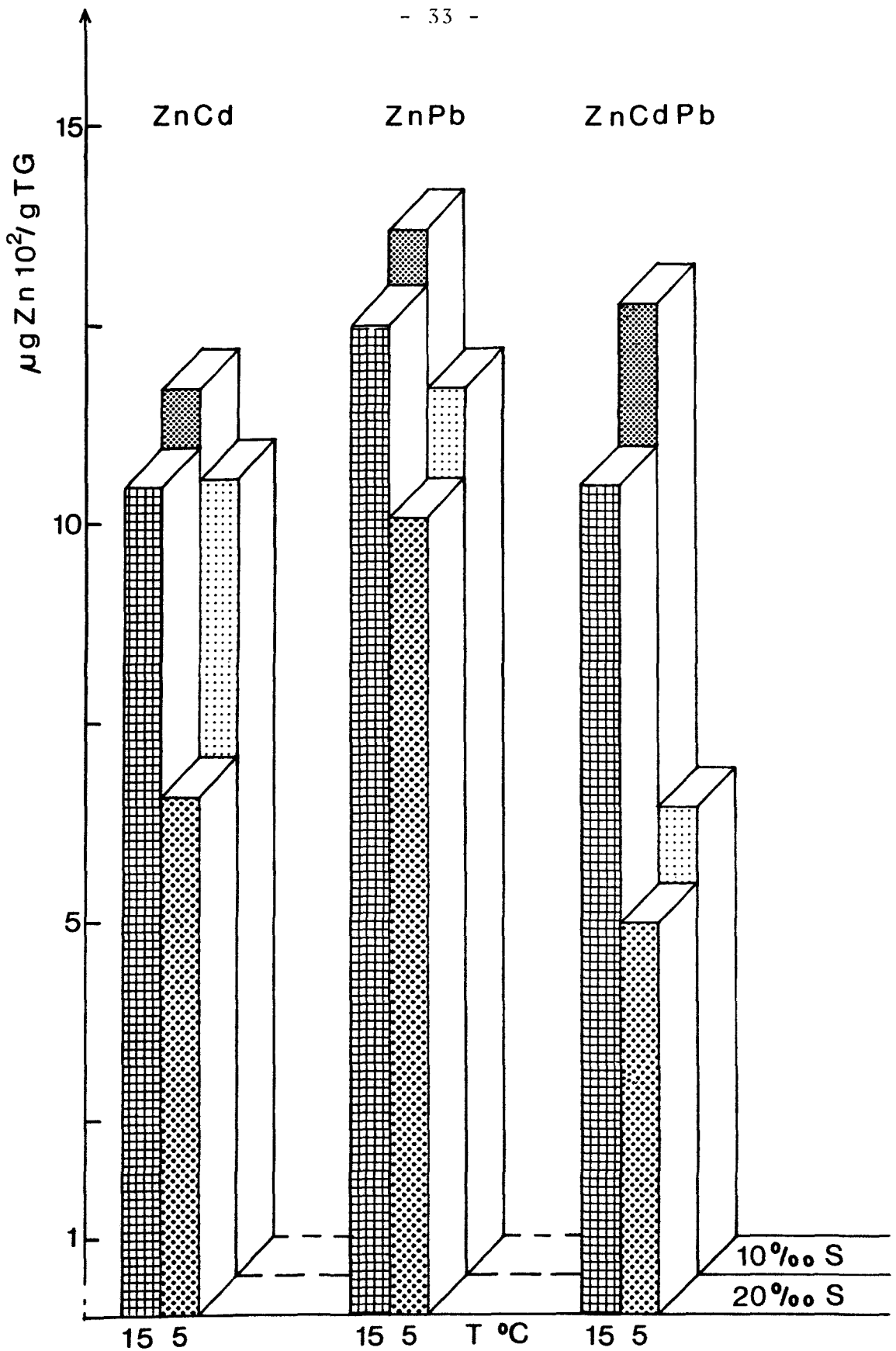


Abbildung 7: Zinkgehalt in *Fucus vesiculosus* nach 51 Tagen in Abhängigkeit von Temperatur, Salzgehalt und Schwermetallkombination

Tabelle 4: Schwermetallaufnahmeraten (ppm/d) im Langzeitversuch in Abhängigkeit von Temperatur, Salzgehalt und Metallkombinationen  
(Cd: 10 µg/l; Pb: 10 µg/l; Zn: 50 µg/l)

Cadmium:

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Metallkombination					
		Cd	Cd Pb	Cd Zn	Cd Pb Zn		
5	10	3,88	4,07	4,45	3,45		
5	20	3,25	2,63	2,93	2,68		
15	10	5,11	5,7	4,81	5,15		
15	20	4,05	4,78	4,05	4,21		

Blei:

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Metallkombination					
		Pb	Pb Cd	Pb Zn	Pb Cd Zn		
5	10	2,75	1,59	2,19	2,12		
5	20	1,83	1,18	1,67	1,40		
15	10	3,33	3,14	3,28	3,56		
15	20	2,78	2,81	2,33	2,05		

Zink:

Temp. °C	Salzgeh. ‰	Metallkombination					
		--	Zn Pb	Zn Cd	Zn Pb Cd		
5	10	--	21,97	19,70	11,61		
5	20	--	19,70	12,87	9,69		
15	10	--	24,49	20,50	20,52		
15	20	--	25,86	23,40	24,01		

- Eine Erhöhung des Salzgehaltes und die Anwesenheit von Cadmium und/oder Zink scheinen die Bleiaufnahme von Fucus vesiculosus zu senken.

Da zur Zinkanreicherung keine Versuche ohne Blei- und Cadmiumzugabe durchgeführt wurden, ist eine Abschätzung der Abhängigkeit der Zinkaufnahme in Fucus von den Milieufaktoren Wassertemperatur und Salinität nur begrenzt möglich:

- Eine Salzgehaltsänderung scheint sich nur unwesentlich auf die Zinkinkorporation auszuwirken.
- Eine Temperaturerniedrigung bewirkt besonders in gleichzeitiger Gegenwart von Cadmium und Blei eine deutliche Depression der Zinkakkumulation.
- Die Zinkaufnahme scheint generell in Anwesenheit von Cadmium vermindert.

Die Folgerung aus den Kurzzeitversuchen, daß die Salinität keinen Einfluß auf die Cadmiumakkumulation habe, muß nunmehr verworfen werden:

- Bei längerer Expositionszeit ist die Cadmium-Aufnahme deutlich von dem Salzgehalt abhängig.
- Die Anwesenheit von Zink scheint die Cadmiumanreicherung zu verringern.
- Auch für die Cadmium-Akkumulation stellt die Temperatur die wichtigste Einflußgröße dar.

Aus diesen Versuchen ist außerdem ersichtlich, daß Fucus bei gleichen Angeboten beider Schwermetalle (unabhängig von Wassertemperatur und Salinität) deutlich mehr Cadmium als Blei aufnimmt. (Die Akkumulationsfaktoren in diesen Versuchen entsprechen in der Größenordnung  $10^4$ ) ungefähr

- wenn die Angaben über die durchschnittlichen Schwerme-

tallgehalte der Kieler Förde von KREMLING et al. (1979) zugrunde gelegt werden - denen der Algen vom natürlichen Standort.)

### 3.2.3 Vergleichende Diskussion

Der von O'HARA (1973) vertretenen Meinung, daß die Bestimmung der Langzeitakkumulation von extrem niedrigen Cadmiumkonzentrationen zwar von ökologischer Bedeutung sei, daß aber die Kurzzeitakkumulation von höheren Konzentrationen die Rolle von Umweltänderungen auf die Metallaufnahme zeige, kann aufgrund der Resultate dieser Untersuchung nicht zugestimmt werden. Der Einfluß der Umweltfaktoren (Salzgehalt und Temperatur) trat deutlich erst nach längerer Versuchsdauer trotz niedriger Metallgehalte im Versuchsmedium auf. Daraus resultiert, daß die Art der Versuchsdurchführung teilweise die Ergebnisse beeinflussen kann. Zwar war eine negative Salzgehaltsabhängigkeit in den Kurzzeitversuchen erkennbar, - die entsprechenden Regressionskoeffizienten waren statistisch nur nicht signifikant verschieden von Null -, sie wurde jedoch möglicherweise überlagert von einer signifikant positiven Temperaturabhängigkeit der Schwermetallakkumulation. Der Salinitätseinfluß scheint sich erst bei längerer Expositionszeit verstärkt auf die Metallinkorporation auszuwirken. Der Salzgehaltseffekt wäre wahrscheinlich durch mehr Salzgehaltsstufen und/oder durch semistatische Versuchsdurchführung auch in den Kurzzeitversuchen deutlicher aufgetreten. Diese Möglichkeit sollte bei derartigen Versuchen stärker berücksichtigt werden.

Zu einem negativen Einfluß des Salzgehaltes und einem positiven Effekt der Wassertemperatur auf die Cadmium-Aufnahme kommen O'HARA (1973) und VERNBERG et al. (1974)

bei Versuchen mit adulten Winkerkrabben Uca pugilator. Diese Art reichert bei hoher Temperatur und niedriger Salinität am meisten Cadmium an. Die hohe Akkumulationsrate bei niedrigem Salzgehalt wird auf eine verstärkte Salzaufnahme zur Aufrechterhaltung eines hyperosmotischen Innenmediums zurückgeführt. Sie wird noch erhöht durch ein Anwachsen der Stoffwechselrate bei hohen Wassertemperaturen. WRIGHT (1977a) zeigte an Carcinus maenas, daß die Aufnahme von Cadmium durch steigenden Salzgehalt im Medium verringert wird. Diesen Effekt führt er zur Hauptsache auf den mit steigender Salinität zunehmenden Calcium-Gehalt zurück (WRIGHT 1977b). Es kommt nach der Interpretation dieses Autors zur Ionenkonkurrenz um Membranbindungsstellen. Dabei spielen unter Umständen die für Ca- und Cd-Ionen nahezu gleichen Ionenradien (0,97 Å) eine Rolle.

Ionenantagonismus tritt auch zwischen den chemisch sehr ähnlichen Elementen Cadmium und Zink auf (JACKIM et al. 1977), wobei es aber erst bei Zink-Konzentrationen von 500 µg/l im Versuchsmedium zu einer signifikanten Reduktion der Cadmium-Aufnahme bei Mytilus edulis kommt. Im Gegensatz zu JACKIM et al. (1977) wurde in dieser Arbeit ein positiver Zinkeinfluß auf die Cadmium-Inkorporation von Fucus vesiculosus in den Kurzzeitversuchen deutlich. BRYAN (1969) ermittelte bei seinen Zinkabsorptions-Experimenten an Laminaria digitata eine Verringerung der Anreicherung durch teilweise schon geringe Cadmiumzusätze (20 - 500 µg/l) bei einer Versuchsdauer von 16 Tagen. Die Ergebnisse der Langzeit-Akkumulationsversuche dieser Untersuchung zeigen ebenfalls eine Verminderung der Zinkinkorporation in Fucus vesiculosus bei einer Cadmiumzugabe von 10 µg/l an.



JACKIM et al. (1977) erhalten bei ihren 14 Tage dauernden Untersuchungen eine deutlich positive Temperatur- und negative Salzgehaltskorrelation der Cadmium-Aufnahmerate von Mytilus edulis. Phillips (1976) stellt zwar in der Cadmiumanreicherung von Mytilus edulis die gleiche Temperatur-Salzgehaltsbeziehung fest, dagegen scheinen diese Faktoren die Zinkaufnahme nicht zu beeinflussen, während Mytilus Blei ohne Temperatureinfluß nur bei höheren Salinitäten vermehrt aufnimmt. Zu dem Ergebnis einer Salzgehaltsabhängigkeit der Bleikonzentrationen in Organismen kommt PHILLIPS (1978) bei seinen später durchgeführten Analysen der Bleigehalte von Mytilus edulis aus den Gewässern Südschwedens ebenfalls, nur stehen diese Resultate zu denen seiner früheren Untersuchung (s.o.) im Gegensatz. Generell höhere Werte als in den Muscheln der Westküste fand er in Mytilus der Ostküste; diese stärkere Bleianreicherung beruht nach seiner Meinung auf dem niedrigeren Salzgehalt der östlichen Ostsee. So spiegeln nach seiner Ansicht die unterschiedlichen Bleigehalte von Muscheln aus dem Öresund die mittlere Expositionszeit der Tiere gegen salzarmes Ostseewasser (7-10 ‰) bzw. salzreicherer Kattegattwasser (ca 20 ‰) wider. Er führt die Unterschiede zwischen den Metallgehalten der untersuchten Organismen auf salinitätsabhängige Verfügbarkeit zurück. In Gebieten mit Süß- und Salzwasser-Vermischung spielt der Salzgehalt eine dominante Rolle für den gelösten Anteil der Schwermetalle im freien Wasser. Im Seewasser ist die Konzentration an gelösten Metallen generell niedriger als im Süßwasser. Der hohe Salzgehalt verändert den pH-Wert des Milieus (Süßwasser pH 7-7,5; Meerwasser ca 8,0) und damit auch die Metalllöslichkeit (PROSI 1979).

ABDULLAH & ROYLE (1974) registrierten z.B. ein Absinken der gelösten Zink- und Cadmiumgehalte mit ansteigender Salinität im Bristol Channel.

MUNDA (1978) ermittelte in den "natürlichen" Schwermetallgehalten von Fucus vesiculosus und Ascophyllum nodosum aus isländischen Gewässern vom Standort abhängige Cobalt-, Mangan- und Zinkwerte; die Konzentrationen dieser Metalle sind in Algen aus den Gebieten mit 12,5 ‰ Salzgehalt deutlich höher als in denen aus den Arealen mit einer Salinität von 32,7 ‰.

Laboruntersuchungen über einen möglichen Temperatureinfluß auf die Zinkanreicherung in Fucus virsoides ergaben bei MUNDA (1979) eine ausgeprägte positive Korrelation, die durch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt wird.

Unsere Untersuchungen zeigen auf, daß die Umweltfaktoren (Wassertemperatur, Salzgehalt und Anwesenheit anderer Metalle) die Aufnahme von Blei und Cadmium beeinflussen. Die in den Experimenten beobachteten Unterschiede in der Schwermetallaufnahme sind zwischen den für die Kieler Förde typischen Salzgehalts-Temperatur-Kombinationen (Sommer: 10 ‰, 15 °C; Winter: 20 ‰, 5 °C) so groß, daß bei der Interpretation von Ergebnissen einer Überwachung der Schwermetallgehalte in Makroalgen beide Ökofaktoren berücksichtigt werden müssen.

#### 4 Schlußbetrachtung

Zwar wird die Notwendigkeit einer eingehenden pflanzen=physiologischen Analyse der Grundlagen der Schwermetall=anreicherung in Braunalgen empfunden - so ist wahrschein=lich, daß Schwermetalle in Algen nicht wie in Tieren an Metallothionein-ähnliche Proteine (SCHOLZ 1979) sondern eher an saure Polysaccharide (SKIPNES et al. 1975) gebunden werden -, derartige Untersuchungen hätten aber den Rahmen der vorliegenden Arbeit aus methodischen Gründen gesprengt. Wie schon aus der Zielsetzung dieser Untersuchung ersicht=lich, stand das praktische Erfordernis der Eignungsprüfung von Fucus vesiculosus als Indikator-Organismus für das biologische Monitoring, also ein angewandt-meeresökolo=gischer Aspekt, im Vordergrund unserer Arbeit.

##### 4.1 Indikator-Organismus

Die Bestimmung der relativen Verschmutzung aquatischer Ge=biets durch Spurenmetalle ist theoretisch durch Analysen des Wassers, der Sedimente oder geeigneter Mitglieder der einheimischen Flora und Fauna möglich. Die Metallge=halte im Seewasser sind aber so gering, daß trotz der in den letzten Jahren stark verfeinerten Analysentechnik die Gefahr der Sekundärkontamination während der Proben=nahme und der Anreicherungsverfahren noch zu groß ist, um die Ergebnisse eindeutig zu interpretieren.

Dagegen sind Sedimentanalysen einfach und geben verwert=bare Informationen nicht nur über den gegenwärtigen Me=talleintrag in das aquatische System, sondern von datier=ten Sedimentkernen auch über die historische Kontamination (GOLDBERG et al. 1977).

Sowohl Seewasser- als auch Sedimentanalysen werden selten im Hinblick auf biologische Verfügbarkeit der Schadstoffe durchgeführt. Da aber nur dieser Anteil derartiger Stoffe "Verschmutzung" bewirkt, ergibt sich die Notwendigkeit für biologische Indikatoren zur Überwachung der Belastung und Belastbarkeit von Gewässern. Dabei müssen aber zwei Typen von "Anzeiger"-Organismen unterschieden werden (MOORE 1977):

- "Performance"-Indikatoren ("Effekt-Indikatoren")
- biologische "Content"-Indikatoren

Zu den "Performance"-Indikatoren werden Indikatoren gezählt, die durch offensichtliche Schädigung (Krankheit usw.), durch Verminderung ihrer Abundanz oder durch ihr völliges Verschwinden aus dem Biotop den Verschmutzungsgrad eines Gewässers anzeigen können (PORTMANN 1976).

In der nördlichen Adria wurde von einigen Autoren eine sukzessive Degeneration der benthischen Algenassoziationen beobachtet (GOLUBIC 1968, KATZMANN 1972, MUNDA 1972, 1973). So wurde z.B. an einigen Standorten die endemische Braunalge Fucus virsoides u.a. durch Ulva und Enteromorpha verdrängt. Diese fortschreitende Veränderung in der Zusammensetzung der Algengemeinschaften über weite Areale der Adriaküste wird nach ZAVODNIK (1977) durch einen stetigen Eintrag der verschiedensten Schadstoffe in das marine Ökosystem hervorgerufen.

Nach HÄGERHÄLL (1973) wird die ökologische Konkurrenzfähigkeit einiger Algenarten durch hohe Schwermetallkonzentrationen erniedrigt. Sie können dann durch resistente Algenarten, z.B. Grünalgen wie Enteromorpha und Cladophora, verdrängt werden. Als Beispiel derartiger sensibler Arten gibt er Ulva lactuca und Scytosiphon lomentaria an, die nur noch in relativ unverschmutzten Gebieten

im Öresund vorkommen, obwohl sie früher auch in den Arealen des Öresunds anzutreffen waren, die jetzt hohe Metallkonzentrationen aufweisen und daher als sehr belastet gelten (WEIBULL 1919 in HÄGERHÄLL 1973).

So vielversprechend eine derartige biologische Überwachung als "Frühwarnsystem für unerwartete Gefahren" (PORTMANN 1976) auch sein kann, man sollte berücksichtigen, daß die Verwendung einer einzelnen Art als Indikator zu Trugschlüssen führen kann. Denn "Changes in the relative abundance of a dominant species is not necessarily correlated with changes in the pollution load, but may be due to changes in the natural environment" (PATRICK & STRAWBRIDGE 1963 in STEIN & DENISON 1967, Seite 325). Selbst wenn genügend Information über den Umfang der Veränderungen während einer genügend langen Zeitspanne vorliegt, ist gegenwärtig noch selten eindeutig zu entscheiden, ob die Veränderungen der Biozönose durch natürliche Fluktuationen in der Population, durch Klimawechsel oder einen Schadstoff hervorgerufen wurden (GOLDBERG 1976).

Um trotz dieser Schwierigkeiten ein Maß für den relativen Verschmutzungsgrad der Gewässer zu erhalten, hat man sich auf die Überwachung der Schadstoffgehalte beschränkt. "Content"-Monitoring erstreckt sich nach MOORE (1977) auf die chemische Analyse sowohl abiotischer Substanzen (Seewasser, Sediment) als auch - zur Messung der biologisch verfügbaren Schadstoffe - mariner Organismen. Nach PORTMANN & WOOLNER (1979) ist es eine übliche Methode, marine Organismen zu chemischen Rückstandsüberwachungsprogrammen heranzuziehen. Dafür sprechen zwei Gründe:

- Der Organismus wirkt als Akkumulator für die jeweils interessierende Substanz und integriert damit gewissermaßen die variierenden Konzentrationen in der Umwelt,

der er ausgesetzt ist;

- Die akkumulierten Gehalte sind leichter präzise zu messen, als die sehr niedrigen Konzentrationen, in denen die meisten dieser Substanzen im Wasser vorgefunden werden.

Zahlreiche Autoren haben zur Erstellung von "Metallprofilen" einzelner Küstengewässer verschiedene mehr oder minder sessile Benthosorganismen auf ihre Schwermetallgehalte untersucht (PRESTON et al. 1972, LEATHERLAND & BURTON 1974, BRYAN & HUMMERSTONE 1977, LANDE 1977, PHILIPS 1979, BRYAN 1980) und festgestellt, daß es keinen Universal-Indikator gibt.

Einzelne Arten reichern Schwermetalle selektiv an. Für Cadmium scheint von den untersuchten Arten Patella vulgata mit 8,1 - 8,6  $\mu\text{g/g}$  Weichkörper-Trockengewicht ein sehr guter Konzentrador zu sein, während Fucus vesiculosus, Mytilus edulis, Scrobularia plana und Littorina littorea mit zwischen 1,1 und 1,8  $\mu\text{g Cd/g}$  Trockengewicht deutlich niedrigere Gehalte aufweisen.

Die höchsten Zinkgehalte wurden dagegen in den Sedimentbewohner Scrobularia und Macoma balthica mit 974 bzw. 804  $\mu\text{g Zn/g TG}$  gemessen, während Patella und Fucus deutlich geringere Konzentrationen (165 bzw. 198  $\mu\text{g Zn/g TG}$ ) enthielten (BRYAN & HUMMERSTONE 1977). Dieses relativ einheitliche Verhalten in der Zinkinkorporation der Arten Patella und Fucus wurde auch in anderen Untersuchungsgebieten beobachtet. PRESTON et al. (1972) ermittelten für Patella und Fucus 158 bzw. 171  $\mu\text{g Zn/g TG}$  (östliche Irische See) und 90 bzw. 94  $\mu\text{g Zn/g TG}$  (westliche Irische See) und LEATHERLAND & BURTON (1974) fanden an der englischen Südküste in der Schnecke 95  $\mu\text{g Zn/g TG}$  und in der Braunalge 99  $\mu\text{g Zn/g TG}$ .

Wegen der schwierigen Bleianalytik (s.o.) wird dieses Element relativ selten in derartigen vergleichenden Rückstandsuntersuchungen berücksichtigt. Für Blei ist in der Untersuchung von BRYAN & HUMMERSTONE (1977) nur Scrobularia plana mit 189  $\mu\text{g Pb/g TG}$  ein effektiver Akkumulator; die Konzentrationen der übrigen Arten reichen dagegen nur von 19  $\mu\text{g Pb/g TG}$  (Littorina litorea) über 38  $\mu\text{g Pb/g TG}$  in Fucus vesiculosus bis 54  $\mu\text{g Pb/g TG}$  in Mytilus edulis.

Der Grund für die hohen Zink- und Bleigehalte in Scrobularia plana im Vergleich zu den übrigen Sedimentbewohnern dürfte wohl in der unterschiedlichen Expositionszeit liegen. Die untersuchten Scrobularien waren im Schnitt 6-7 Jahre alt, während z.B. die Nereis wenige Monate alt waren (BRYAN & HUMMERSTONE 1977).

Diese kurze Übersicht verdeutlicht die Schwierigkeit in der Wahl eines geeigneten Bioakkumulators für regelmäßige "Monitoring"-Programme. Alle diese untersuchten Organismen erfüllen die zahlreichen Eignungskriterien, die an einen biologischen Indikator gestellt werden (BUTLER et al. 1971, MAJORI & PETRONIO 1973, HAUG et al. 1974, PORTMANN 1976, BRYAN 1980 u.a.), aber bis auf Fucus spp. kann man nicht davon ausgehen, daß sie nur den gelösten Metallanteil des Wassers inkorporieren. THEEDE et al. (1979b) fanden z.B. an denselben Standorten in Mytilus edulis höhere Cadmiumgehalte in den Bodentieren als in den benachbarten Muscheln von Brückenpfählen. Sie vermuten, daß die Bodenbewohner mehr Cadmium durch die Filtration aufgewirbelter cadmiumhaltiger organischer und anorganischer Sedimentpartikel aufnehmen.



Es empfiehlt sich daher, Organismen als Gehaltindikatoren einzusetzen, die die biologische Verfügbarkeit der Schwermetalle in unterschiedlichen Habitaten anzeigen.

#### 4.2 Fucus vesiculosus als Bioakkumulator

Die Fähigkeit der Makroalgen, durch ihre Spurenmetallgehalte den gelösten Anteil der Gesamtschwermetallmenge in Gewässern anzuzeigen, ermöglicht ein geeignetes Überwachungssystem zum Vergleich regionaler Unterschiede in der Metallkonzentration der Ästuare und Küstengewässer (u.a. MORRIS & BALE 1975, RAGSDALE & THORHAUG 1980). Braunalgen, besonders der Familie Fucaceae, sind nach PROSI (1979) für die vergleichende Analyse der Metallbelastung von Gewässern gut geeignet, da sie ubiquitär verbreitet sind.

Fucus vesiculosus, ein Vertreter dieser Familie, hat neben Ascophyllum nodosum die größte Verbreitung in der nördlichen Hemisphäre, nur kommt er - im Gegensatz zu Ascophyllum - auch in Gbeieten hinab bis zu 5 ‰ Salzgehalt vor und wurde daher in dieser Arbeit am Beispiel seiner Ostseeform auf die Eignung als Überwachungs-Indikator für Brackwassergebiete überprüft.

Für das Brackwassersystem Kieler Bucht zeigen die Daten von KREMLING et al. (1979) beträchtliche jahreszeitliche Schwankungen der Milieufaktoren Salinität und Wassertemperatur (Abbildung 2). Die Analyse der "natürlichen" Metallgehalte in Fucus belegt deren saisonale Variabilität: Die Blei- und Cadmiumkonzentrationen wiesen ihr Maximum zur Zeit des sommerlichen Temperaturmaximums und Salzgehaltsminimum auf, während beide Metalle ihr Minimum etwa gleichzeitig mit dem winterlichen Salinitätsmaximum und



Temperaturminimum erreichten. Die eindeutigen Ergebnisse aus den Laboratorium-Untersuchungen (Erhöhung der Aufnahme=raten durch Temperaturerhöhung, Verminderung der Aufnahme=raten durch Salinitätserhöhung) bestätigen, daß die Schwankungen der Metallkonzentrationen kausal zumindest teilweise mit den Fluktuationen der beiden Ökofaktoren verknüpft sind. Der gegensätzliche Trend der Schwankungen im Zinkgehalt der Algen kann in diesem Zusammenhang nicht hinreichend gedeutet werden, da Zink nur als zusätzliche Einflußgröße in diesen Versuchen berücksichtigt wurde.

Aus den komplexen Beeinflussungen der Schwermetallan=reicherung durch Wassertemperatur, Salzgehalt und Metall=kombinationen, die die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen, darf nicht geschlossen werden, daß Fucus vesicu=losus als "Content"-Indikator besonders ungeeignet wäre; der Vergleich mit den Resultaten der bearbeiteten Litera=tur (3.1 und 3.2.3) zeigt, daß derartige Wirkungen auch bei anderen als gute Indikatoren angesehenen Organismen, wie z.B. Mytilus spp., festgestellt worden sind. Vielmehr machen die Ergebnisse deutlich, daß in Programmen zur bio=logischen Überwachung von Meeresgebieten unbedingt darauf zu achten ist, daß die für ein "Content-Monitoring" vor=gesehenen Organismen jeweils in derselben Jahreszeit ge=sammelt werden müssen, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu ermöglichen. Darüber hinaus scheint es erforderlich zu sein, daß jeweils herrschende Temperatur/Salzgehalt-Regime bei der Auswertung der Daten zu berücksichtigen.

Diesen Zusammenhängen wird in modernen internationalen Überwachungsprogrammen, wie dem "Baltic Monitoring Pro=gramme" Rechnung getragen, indem Organismen definierter Größe unter paralleler Messung hydrographischer Parameter zu einer bestimmten Jahreszeit gesammelt werden. Gerade

in diesem Programm wird die Problematik der Festlegung auf wenige Arten deutlich: Da Mytilus, eben der Organismus des globalen Überwachungssystems "mussel-watch", in den östlichen Teilen der Ostsee fehlt, konnte man sich hier nur auf Macoma balthica einigen. Zwar wird daneben Mytilus für die westlichen Gebiete als Option angeboten, jedoch ist ein Vergleich der Gehalte in der östlichen Ostsee mit denen z.B. der Nordsee, in deren Überwachungsprogramm Macoma nicht bearbeitet wird, dadurch erschwert. In diesem Zusammenhang bietet Fucus vesiculosus eine sinnvolle Ergänzung (Die Beeinflussung der Schwermetall-Bioakkumulation durch Wassertemperatur und Salzgehalt muß ohnehin auch bei anderen Arten berücksichtigt werden - s.o. -).

Daneben weisen gerade die "Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the First Stage" (IBMEPC 1979) darauf hin, daß es wünschenswert sei, Organismen verschiedener Lebensweise aller trophischen Niveaus auf ihre Schadstoffgehalte zu analysieren - ein Hinweis auf Primärproduzenten fehlt dabei jedoch vollständig. Zur Ausfüllung dieser Lücke scheinen bei Durchsicht der Eignungskriterien-Kataloge für Bioakkumulatoren (BUTLER et al. 1971, PRESTON et al. 1972, MAJORI & PETRONIO 1973, HAUG et al. 1974, BRYAN & HUMMERSTONE 1977, MOORE 1977, PHILLIPS 1977, SOMER 1977 und BRYAN 1980) in erster Linie perennierenden Makroalgen - in Brackwassergebieten besonders die euryhaline Braunalge Fucus - geeignet.

Fucus vesiculosus erscheint nach den Ergebnissen dieser Arbeit trotz aller angesprochenen Probleme als Bioakkumulator für die Überwachung der Küstengewässer auf Schwermetalle (speziell Cadmium und Blei) im Sinne eines "Fucus Watch" gut geeignet.

5 Literaturverzeichnis:

- ABDULLAH, M.J. & ROYLE, L.G. 1974: A study of the dissolved and particulate trace elements in the Bristol Channel. *J.Mar.Biol.Ass.U.K.* 54, p.581-597
- BLEYMÜLLER, J. & GEHLERT, G. 1979: Statistische Formeln und Tabellen. Verlag Franz Vahlen, München
- BONEY, A.D. 1971: Sublethal effects of mercury on marine algae. *Mar.Poll.Bull* 2, p.69-71
- BONEY, A.D. & CORNER, E.D.S. 1959: Application of toxic agents in the study of the ecological resistance of intertidal red alga. *J.Mar.Biol.Ass.U.K.* 38, p.267-275
- BONEY, A.D. et al. 1959: The effect of various poisons on the growth and viability of sporelings of the red alga Plumaria elegans. *Biochem.Pharmacol.* 2, p.37-49
- BOWEN, H.J.M. 1966: Trace elements in biochemistry. Academic Press, London, 241pp.
- BRÜGMANN, L. 1977: Zur Verteilung einiger Schwermetalle in der Ostsee - eine Übersicht. *Acta Hydrochim.Hydrobiol.* 5(1), p.3-21
- BRYAN, G.W. 1969: The absorption of zinc and other metals by the brown seaweed Laminaria digitata. *J.Mar.Biol.Ass.U.K.* 49, p.225-243
- BRYAN, G.W. 1971: The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. *Proc.Roy.Soc.Lond.B.* 177, p.389-410
- BRYAN, G.W. 1980: Recent trends in research on heavy-metal contamination in the sea. *Helgoländer Meeresunters.* 33, p.6-25
- BRYAN, G.W. & HUMMERSTONE, L.G. 1973: Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaries in South-West England. *J.Mar.Biol.Ass.U.K.* 53, p.705-720
- BRYAN, G.W. & HUMMERSTONE, L.G. 1977: Indicators of heavy-metal contamination in the Loose Estuary (Cornwall) with particular regard to silver and lead. *J.Mar.Biol.Ass.U.K.* 57(1), p.75-92
- BURROWS, E.M. 1971: Assessment of pollution effects by the use of algae. *Proc.Roy.Soc.Lond.B.* 177, p.295-306
- BURTON, J.D. 1979: Physico-chemical limitations in experimental investigations. *Phil.Trans.Roy.Soc.Lond.B.* 286, p.443-456

- BUTTERWORTH, J. et al. 1972: Distribution of heavy metals in the Severn Estuary. *Mar. Poll. Bull.* 3, p.72-74
- BUTLER, P.A. et al. 1971: Monitoring organisms. in: FAO Technical Conference on Marine Pollution and its effects on Living Resources and Fishing, Rome 1970 Supplement 1: Methods of Detection, Measurement and Monitoring of Pollutants in the Marine Environment Edit.: M. Ruivo, Fishing News (Books) Ltd
- CONNOR, P.M. 1972: Acute toxicity of heavy metal to some marine larvae. *Mar. Poll. Bull.* 3, p.409-413
- DAWSON, E.Y. 1966: Marine Botany. Verlag Holt, Rinehart and Wilson, Inc. p.270-272
- EDWARDS, P. 1972: Cultured red alga to measure pollution. *Mar. Poll. Bull.* 3, p.184-188
- ERLENKEUSER, H. et al. 1974: Industrialization affects heavy metal and carbon isotope concentrations in recent Baltic Sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 38, p.823-842
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W. 1979: Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Berlin, 473pp.
- FUGE, R. & JAMES, K.H. 1973: Trace metal concentrations in brown seaweeds, Cardigan Bay, Wales. *Mar. Chem.* 1, p.281-293
- FUGE, R. & JAMES, K.H. 1974: Trace metal concentrations in *Fucus* from the Bristol Channel. *Mar. Poll. Bull.* 5, p.9-12
- GERLACH, S.A. 1976: Meeresverschmutzung. Springer-Verlag Berlin, 145pp.
- GESSNER, F. & SCHWENKE, H. 1974: Ökologie und Physiologie der Ostseepflanzen. in: Meereskunde der Ostsee; Edit.: Magaard, L. & Rheinheimer, G. Springer-Verlag
- GOLDBERG, E.D. 1965: Minor elements in sea water. in: Chemical Oceanography, by Riley, J.P. & Skirrow, G. Vol.1, Academic Press, New York, Inc.
- GOLDBERG, E.D. 1975: The mussel watch - a first step in global marine monitoring. *Mar. Poll. Bull.* 6(7), p.111
- GOLDBERG, E.D. 1976: Monitoring strategies. in: The health of the ocean, The UNESCO Press, Paris, p.151-164
- GOLDBERG, E.D. et al. 1977: Pollution history of Narragansett Bay as recorded in its sediments. *Estuar. Coastl. Mar. Sci.* 5, p.549-561
- GOLUBIC, S. 1968: Die Verteilung der Algenvegetation in der Umgebung von Rovinj (Istrien) unter dem Einfluß häuslicher und industrieller Abwässer. *Wasser- und Abwasser-Forschung* 3, p.87-95

- GUTKNECHT, J. 1965: Uptake and retention of cesium 137 and zinc 65 by seaweeds. *Limnol.Oceanogr.* 10, p.58-66
- HÄGERHÄLL, B. 1973: Marine botanical-hydrographical trace element studies in the Öresund area. *Bot.Mar.* 16, p.53-64
- HAUG, A. et al. 1974: Estimation of heavy metal pollution in two norwegian fjord areas by analysis of the brown alga Ascophyllum nodosum. *Environ.Pollut.* 7, p.179-192
- HOFFMANN, C. 1938: Die praktische Bedeutung der Meeresalgen. *Kieler Meeresforschungen* 3
- HOPKINS, R. & KAIN, J.M. 1971: The effect of marine pollutants on Laminaria hyperborea. *Mar.Poll.Bull.* 2, p.75-77
- HOPKINS, R. & KAIN, J.M. 1978: The effect of some pollutants on the survival, growth, respiration of Laminaria hyperborea. *Estuar.Coastl.Mar.Sci.* 7, p.531-553
- INTERIM BALTIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMISSION 1979:  
Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the First Stage.
- JACKIM, E. et al. 1977: Effects of environmental factors on radiocadmium uptake by four species of marine bivalves. *Mar.Biol.* 40(4), p.303-308
- KARBE, L. 1972: Marine Hydroiden als Testorganismen zur Prüfung der Toxizität von Abwasserstoffen. - Die Wirkung von Schwermetallen auf Kolonien von Eirene viridula *Mar.Biol.* 12, p.316-328
- KATZMANN, W. 1972: Regression von Braunalgenbeständen unter dem Einfluß von Abwässern. *Naturw.Rdsch.* 5, p.182-186
- KREMLING, K. 1973: Voltametrische Messungen über die Verteilung von Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in der Ostsee. *Kieler Meeresforschungen* 29(2), p.77-84
- KREMLING, K. et al. 1979: Spurenmetall-Untersuchungen in den Förden der Kieler Bucht - Datenbericht von 1977/78 -. *Berichte aus dem Inst.f.Meereskde.Kiel* 66, p.1-38
- LANDE, E. 1977: Heavy metal pollution in Trondheimsfjorden, Norway, and the recorded effects on the fauna and flora. *Environ.Pollut.* 12, p.187-198
- LEATHERLAND, T.M. & BURTON, J.D. 1974: The occurrence of some trace metals in coastal organisms with particular reference to the Solent region. *J.Mar.Biol.Ass.U.K.* 54, p.457-468
- LEHNBERG, W. & THEEDE, H. 1979: Kombinierte Wirkungen von Temperatur, Salzgehalt und Cadmium auf Entwicklung, Wachstum und Mortalität der Larven von Mytilus edulis der westlichen Ostsee. *Helgoländer Wiss.Meeresunters.* 32, p.179-199

- LEVRING, T. 1940: Studien über die Algenvegetation von Blekinge, Südschweden. Dissertation, Universität Lund, p.1-178
- LUNDE, G. 1970: Analysis of trace elements in seaweed. J.Sci.Fd.Agric. 21, p.416-418
- MAJORI, L. & PETRONIO, F. 1973: Marine pollution by metals and their accumulation by biological indicators (accumulation factor). Rev.Intern.Océanogr.Med. 31/32, p.55-90
- MANN, H. 1975: Der Goldorfenfest - Deutscher Vorschlag zur Prüfung der Wirkung chemischer Stoffe auf Fische - Vom Wasser 44, p.1-13
- MIDDAUGH, D.P. et al. 1977: Comparative sensitivity of eggs, larvae and adults of the estuarine teleosts, Fundulus heteroclitus und Menidia menidia to cadmium. Bull. Environ.Contam.Toxicol. 17, pp.645
- MOORE, P.G. 1977: Marine pollution. Meadowfield Press Ltd, p.1-59
- MORRIS, A.W. & BALE, A.J. 1975: The accumulation of cadmium, copper, manganese, and zinc by Fucus vesiculosus in the Bristol Channel. Estuar.Coastl.Mar.Sci. 3, p.153-163
- MUNDA, I. 1972: Seasonal and ecological conditioned variations in the Fucus virsoides association from the Istrian coast (northern Adriatic). Dissertationes SAZU Ljubljana 15(1), p.3-33
- MUNDA, I. 1973: The production of biomass in the settlements of benthic marine algae in the northern Adriatic. Bot. Mar. 15(4), p.218-244
- MUNDA, I. 1978: Trace metal concentrations in some islandic seaweeds. Bot.Mar. 21, p.261-263
- MUNDA, I. 1979: Temperature dependence of zinc uptake in Fucus virsoides (Don.) J.Ag. and Enteromorpha prolifera (O.F.Müll.) J.Ag. from the Adriatic Sea. Bot.Mar. 22, p.149-152
- MYKLESTAD, S. et al. 1978: Exchange of heavy metals in Ascophyllum nodosum (L.) Le Jol. in situ by means of transplanting experiments. Environ.Pollut. 16, p.277-284
- NICKLESS, G. et al. 1972: Distribution of cadmium, lead, and zinc in the Bristol Channel. Mar.Poll.Bull. 3, p.188-190
- "NORDSEEGUTACHTEN" 1980: Umweltprobleme der Nordsee, Sondergutachten Juni 1980, Edit.: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, Verlag Kohlhammer GmbH, Stuttgart

- O'HARA, J. 1973: Cadmium uptake by fiddler crabs exposed to temperature and salinity stress. *J. Fish. Res. Board of Canada* 30(6), p.846-848
- PATRICK, R. & STRAWBRIDGE, D. 1963: Methods for studying diatom populations. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.* 35(2), pp.151
- PATRICK Jr., Wm. H. et al. 1977: Physicochemical factors regulating solubility and bioavailability of toxic heavy metals in contaminated dredged sediment. *J. Environ. Sci. Health A*. 12(9), p.475-492
- PENTREATH, J. 1976: Monitoring of radionuclides. in: *Manual of Methods in aquatic environment research, II. Guidelines for the Use of Biological Accumulators in Marine Pollution Monitoring*. FAO Fisheries Technical Paper No. 150, FIRI/T150
- PHILLIPS, D. J. H. 1976: The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead, and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Mar. Biol.* 38, p.59-69
- PHILLIPS, D. J. H. 1977: The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments - a review. *Environ. Pollut.* 13, p.281-317
- PHILLIPS, D. J. H. 1978: The common mussel Mytilus edulis as an indicator of trace metals in Scandinavian waters. II. Lead, iron, and manganese. *Mar. Biol.* 46, 147pp.
- PHILLIPS, D. J. H. 1979: Trace metals in the common mussel, Mytilus edulis (L.), and in the alga, Fucus vesiculosus (L.), from the region of the sound (Öresund). *Environ. Pollut.* 18, p.31-43
- PORTMANN, J. E. 1976: The role of biological accumulators in monitoring programmes. in: *Manual of Methods in Aquatic Environment Research. II. Guidelines for the Use of Biological Accumulators in Marine Pollution Monitoring*. FAO Fisheries Technical Paper No. 150, FIRI/T 150
- PORTMANN, J. E. 1977: International marine pollution controls. *Mar. Poll. Bull.* 8(6), p.126-132
- PORTMANN, J. E. & WOOLNER, L. 1979: Residue monitoring: biological factors of importance: results of regression analysis. ICES, CM 1979/E:6
- POURIAN, S. et al. 1974: Evaluation of digestion techniques for the AAS determination of metal concentration in kelp. *Am. Chem. Soc. Div. Environ. Chem.* 14(1), p.237-244
- PRESTON, A. et al. 1972: British Isles coastal waters: The concentrations of selected heavy metals in sea waters, suspended matter and biological indicators - pilot survey. *Environ. Pollut.* 3, p.69-82

- PROSI, F. 1979: Heavy metals in aquatic organisms. in: Metal pollution in aquatic environment, by Förstner, U. & Wittmann, G.T.W., Springer-Verlag, Berlin
- RAGSDALE, H.L. & THORHAUG A. 1980: Trace metal cycling in the U.S. coastal zone: a synthesis. Amer.J.Bot. 67(7), p.1102-1112
- RABSCH, U. & ELBRÄCHTER, M. 1980: Cadmium and zinc uptake, growth, and primary production in Coscinodiscus granii cultures containing low levels of cells and dissolved organic carbon. Helgoländer Wiss.Meeresunters. 33. p.79-88
- RICE Jr., D.W. & HARRISON, F.L. 1978: Coppersensitivity of Pacific herring, Clupea harengus pallasii, during its early life history. Fishery Bull. 76. pp. 347
- SCHOLZ, N. 1979: Cadmium in Mytilus edulis: Untersuchungen über Aufnahme, Verbleib und Abgabe. Dissertation, Kiel
- SCHOLZ, N. et al. 1978: Toxic effects and accumulation of cadmium in some benthic organisms of the Baltic. Kieler Meeresforsch. Suppl. 4, p.317-326
- SCHULZ-BALDES, M. 1979: Muscheln als Indikatororganismen für die Schwermetallbelastung im Meer. Referat im Rahmen des Wissenschaftsforum "Meeresverschmutzung" am 18/19.10.1979 in Bremerhaven
- SHARMA, N.N. 1966: Determination of trace elements in sea water. Salt Res.-Ind. 3, p.58-65
- SKIPNES, O. et al. 1975: Uptake of zinc and strontium by brown algae. Physiol.Plant. 34, p.314-320
- SOMER, E. 1977: Heavy metals in the Baltic. ICES CM 1977/E:9
- STEIN, J.E. & DENISON, J.G. 1967: Limitations of indicator organisms. in: Pollution and marine ecology, by Olson, Th.A. & Burgess, F.J., Interscience Publishers
- THEEDE, H. et al. 1979a: Temperature and salinity effects on the acute toxicity of cadmium to Laomedea loveni (Hydrozoa). Mar.Ecol.Prog.Ser. 1(1), p.13-19
- THEEDE, H. et al. 1979b: Cadmium in Mytilus edulis from German coastal waters. Meeresforschung 27(3), p.147-155
- VERNBERG, W.B. et al. 1974: Multiple environmental factor effects on physiology and behaviour of the fiddler crab Uca pugilator. in: Pollution and physiology of marine organisms, Edit.: Vernberg, F.J. & Vernberg, W.B. Academic Press, Lond.
- WAERN, M. 1952: Rocky shore algae in the Öregrund archipelago. Acta Phytogeographica Suecica, Upsala 30, p.1-298