

Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee

Kurzfassung

Zwischen 1954 und etwa 1983 wurden die Schilfgürtel des Bodensee-Untersees vom sog. „Schilfsterben“ erfaßt; 88 ha (= 23 % der gesamten Seeufer-Röhrichtfläche) gingen verloren. Mit Hilfe von quantitativen Luftbildauswertungen wurden die räumlichen und zeitlichen Rückgangsmuster untersucht. Neun in der Literatur vorfindliche Rückgangshypothesen wurden überprüft, ob und inwieweit sie diese Rückgangsmuster erklären können. Die „Eutrophierung des Untersees“ und die „Nährstoffanreicherung der Röhrichtsedimente“ lieferten ebensowenig einen überzeugenden Erklärungsansatz wie „negative redoxchemische Bedingungen in den Sedimentoberschichten“. Hingegen kann der seewärtige Rückgang ursächlich auf das Hochwasser, zwei schwere Sturmereignisse und einen Hagelschlag im Juni 1965 zurückgeführt werden. Als Konsequenz aus diesen neuen Ergebnissen sollte das bisherige Schilfpflegekonzept geändert werden, indem die seewärtige Schilffront besser vor mechanischen Belastungen und vor Ufererosion geschützt wird.

Abstract

The causal factors of reed decline in Lake Constance-Untersee (West-Germany).

Reed decline phenomena affected the reed belts (*Phragmites typicum*) of Lake Constance-Untersee between 1954 and c. 1983: about 88 ha (= 23 % of the total area of reedswamp in 1954) were lost. The temporal and spatial patterns of the regression were investigated by a quantitative evaluation of aerophotos. Nine hypotheses were tested whether they could explain these patterns. As a result it was confirmed that the "pelagic eutrophication", the "nutrient enrichment of the reedbed sediments" and the "existence of detrimental redox conditions in the upper sediment layers" are no convincing concepts. Damage of the lakeside reedbelts by a flood disaster, two heavy storms and a hailstorm in June 1965, have been found to be the only factors which coincide with the patterns of the regression. As a consequence, the concept of reedbelt management and maintenance should be modified, giving more protection against mechanical damage and bank erosion.

Autor

Dr. WOLFGANG OSTENDORP, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, Postfach 5560, D-7750 Konstanz.

1. Einleitung

Bereits vor mehr als 40 Jahren stellte HÜRLIMANN (1951) einen weit verbreiteten Rückgang der Röhrichtgürtel schweizerischer Mittellandseen fest. Seither hat das sog. „Schilfsterben“ mehr als 35 europäische Seen erfaßt (OSTENDORP 1989b); auch der Bodensee-Untersee ist betroffen.

Obschon sich mehr als hundert Publikationen diesem Thema widmen, liegen die Ursachen in den meisten Fällen im dunkeln. Es steht lediglich fest, daß eine Reihe

verschiedener Faktoren am Schilfrückgang beteiligt sein können.

Für den Schilfrückgang am Bodensee-Untersee wurden bisher

- die Eutrophierung des Pelagials (SCHRODER 1979),
- die Verschlammung der Schilfbestände und die Nährstoffüberlastung der Röhrichtsedimente sowie anaerobe Abbauprozesse (SCHRODER 1979, 1987),
- sowie die Schädigung der Schilfpflanzen durch algenbürtige phytotoxische Substanzen (JÜTTNER & SCHRODER 1982, SCHRODER 1987)

als Ursachen angenommen.

Die genannten Arbeiten konnten sich jedoch nur auf punktuelle Beobachtungen und Meßergebnisse stützen, da die räumliche Verteilung und der zeitliche Verlauf des Rückgangsgeschehens nicht bekannt waren. Nachdem nun diese Daten hier vorgelegt werden können, müssen die Rückgangsursachen gänzlich neu diskutiert werden.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen beschränken sich auf das deutsche Ufer des Bodensee-Untersees zwischen dem Riedgraben gegenüber Gottlieben (km 0) und der Landesgrenze bei Öhningen (km 66,4). Pflanzensoziologische Gliederung und Ökologie der Untersee-Röhrichtgesellschaften, unter denen das Schilfröhricht (*Phragmites typicum* sensu LANG [1967]) die weitaus größte Fläche einnimmt, sind bei LANG (1967) und OSTENDORP (1989a) dargestellt.

Die nachfolgend geschilderten Ergebnisse stützen sich im wesentlichen auf

- a) planimetrische Auswertung von Senkrecht-Luftbildserien, von denen die Befliegungen 1954, 1967 und 1978 nahezu das gesamte deutsche Untersee-Ufer umfaßten,
- b) die qualitative Auswertung von Amateuraufnahmen, Pressefotos und Schräg-Luftaufnahmen,
- c) Uferkartierungen (Kliff- und Flächenerosion, Treibgutanschwemmungen, mechanische Schädigung der Schilffront),
- d) Untersuchungen zur Chemie des Sedimentkontaktwassers (SKW) und des Sedimentinterstitialwassers (IW): Leitfähigkeit, pH-Wert, p_{e7} - (Redoxmilieu-)Wert, p_{H_2S} (Schwefelwasserstoff-Aktivität)-Wert, Gehalte an gelöstem O_2 , Ca, Mg, PO_4 -P, Fe, Si, NO_3 -N, NH_4 -N, organische Substanz (als COD),
- e) Untersuchungen zur Genese, Stratigraphie und zum Nährstoffgehalt der Sediment- und Bodenoberschichten (org. Substanz, N_{ges} und P_{ges} in der Festsubstanz),
- f) Labor- und Freilanduntersuchungen zur Toxizität von Fadenalgen-Abbauprodukten.

Auf methodische Einzelheiten und Arbeitstechniken kann an dieser Stelle nicht eingegangen werden, vgl. aber OSTENDORP (1989a).

Die Untersuchungsergebnisse lieferten das Grundlagenmaterial, um

1. das zeitliche und räumliche Muster des Rückgangsgeschehens differenziert zu verfolgen (vgl. Kap. 3.1 u. 3.2),
2. die bisherigen Hypothesen über die Ursachen des Schilfrückgangs am Bodensee-Untersee kritisch zu werten (Kap. 4).

Die Darstellung beschränkt sich auf eine knappe Übersicht; weiteres Datenmaterial, Literaturbelege und eine ausführliche Diskussion finden sich in OSTENDORP (1989 a).

Den Herren G. LANG und Th. R. LINDNER, Konstanz, sei herzlich für die Überlassung unveröffentlichten Fotomaterials gedankt.

3. Ergebnisse

3.1 Die zeitliche Verteilung des Röhrichrückgangs

Röhrichausbreitung bis 1954

Die Geschichte der Uferröhrichte bis zum Ende des vergangenen Jahrhunderts ist wenig bekannt. Seit der Mitte des 19. Jahrhunderts existieren amtliche Kartenwerke, die von Zeit zu Zeit revidiert wurden und so zumindest großmaßstäbliche Verschiebungen der seewärtigen Schilffront erkennen lassen. Die Auswertung dieser Quellen ergab eine kontinuierliche Ausbreitung der Röhrichte in Richtung See von etwa 1890 bis um 1950. Um 1950 haben die seewärtigen Uferröhrichte etwa folgendermaßen ausgesehen: typische, ca. 10–60 Jahre alte, in Ausbreitung begriffene Schilfbestände mit zungenförmig in den See ragenden Bestandsflächen; geringere Halmdichte (ca. 10–20 H/m²) und kürzere Halme (ca. 2,5–3,5 m lang) als heute; Substrat: nährstoffarme Carbonatsedimente (feinsandig-siltige Seekreide, Schnegglisande) ohne Schilfstreuauflage; seewärtige Bestandsgrenze bei 260–270 cm Pegel Radolfzell (394,27–394,37 m NN) (vgl. auch LANG 1967, Tab. 9). Einige Bestände am Untersee tragen auch heute noch diesen Charakter, sie werden im folgenden als „naturnahe“ Bestände bezeichnet.

Schilfrückgang 1954 bis 1978

Die Luftbildserie des Jahres 1954 repräsentiert also – soweit dies überhaupt zurückzuverfolgen ist – den Zustand bisheriger Maximalentfaltung der Uferröhrichte am Untersee. In dieser Ausgangssituation setzte nun das „Schilfsterben“ ein, das anhand einer exemplarisch ausgewählten Sequenz von Luftbildkarten besprochen werden soll (Abb. 1).

Die Luftbilder vom August 1954 zeigen südlich des Reichenauer Damms einen im wesentlichen geschlossenen Schilfbestand mit gleichmäßiger äußerer Bestandsgrenze. Im östlichen Teil sind einige Kanäle und Löcher im Schilf sichtbar, die möglicherweise von der Reusenfischerei herrühren. Bis 1962 hat sich der Schilfbestand weitgehend erhalten, lediglich vor der Ruine Schopflen (linker Bildrand) ist es zu einem größeren Rückgang gekommen. Der flächenmäßig bedeutendste Verlust ereignete sich zwischen 1962 und 1967: Die ausgedehnten Schilfbestände bei Schopflen sterben

fast völlig ab. Im östlichen Teilgebiet lösen sich die Röhrichte, wie schon vorher im westlichen Teil, in einzelne Halmgruppen auf, es bilden sich zahlreiche Buchten und Löcher. Soweit die Luftbilder eine Beurteilung zulassen, scheint die Halmdichte der restlichen Bestände etwa konstant geblieben zu sein; es kommt also nicht zu Einzelhalm auflösungen (vgl. Kap. 4). Die Luftbildserie 1967 zeigt seewärts der verbliebenen Restbestände Schatten, auf der Luftbildkarte als punktierte Linien eingezeichnet, deren Ausdehnung recht genau der ehemaligen Schilfgrenze gleichkommt: Es handelt sich um Stoppelflächen als Reste der abgestorbenen Bestände. Die gute Konturierung der Flächen deutet darauf hin, daß der Absterbevorgang nur wenige Jahre zurückliegt. Einige Schrägluftbilder von 1964 (LANG in KIEFER 1972, Taf. 8; LANG, unveröff. Fotomaterial) und vom Juni 1965 (BRUGGER & STAHL 1966, Bild-Nr. 78 u. 79) zeigen einige derjenigen Schilfgebiete, die zwei Jahre später nur noch als „Stoppelfelder“ zu sehen sind, in der Ausdehnung von 1962 bzw. 1954. Der Rückgang setzt sich bis etwa 1972 fort, wobei die bereits in Halmgruppen aufgelösten Bestände weitgehend verschwinden. Am Nordrand der Schilfhalbinsel im rechten Bildteil kommt es zusätzlich zu einigen neuen Einbrüchen. Von 1972 bis 1978 ändern sich die Bestandsgrenzen nur wenig; der Schilfrückgang ist damit im wesentlichen zum Stillstand gekommen. Im westlichen Teil scheint das Schilf verlorengegangenes Areal zurückzugewinnen.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommt GRÜNBERGER (1978) für das schweizerische Untersee-Ufer im Bereich des Eschenzer Horns sowie zwischen Gottlieben und Ermatingen: Für die Jahre 1945 bis 1954 verzeichnet er noch einen Schilffront-Vorschub, zwischen 1954 und 1967 findet ein drastischer Fronrückgang von durchschnittlich 10,8 m (Bereich Gottlieben/Ermatingen) statt. In den Jahren 1967–1977 verlangsamte sich der Rückgang auf durchschnittlich 0,8 m pro Jahr.

Bessere quantitative Ergebnisse lassen sich bei maßstabsgetreuer Auswertung der Luftbilder verschiedener Jahrgänge erzielen. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 1 dargestellt. Danach umfaßten die Röhrichte des deutschen Untersee-Ufers zur Zeit ihrer Maximalentfaltung (um 1954) rd. 379 ha, 1967 waren es lediglich 310 ha und 1978 schließlich noch 294 ha.

Anhand von 7 insgesamt 11,22 km langen Uferabschnitten konnte der zeitliche Ablauf des Schilfrückgangs stärker differenziert werden (Abb. 2). Der flächenmäßig stärkste Rückgang fand zwischen 1962 und 1967 statt (im Mittel 2360 m²/km/Jahr = 60,5 % der gesamten seewärtigen Rückgangsfläche), während der Rückgang zwischen 1967 und 1978 nur 13,4 % (260 m²/km/Jahr) ausmachte.

Schilfrückgang 1978 bis 1983

In den Jahren 1978 bis 1983 wurden am Bodensee umfangreiche Schilfschnittversuche durchgeführt, über deren Ergebnisse an anderer Stelle berichtet wurde (OSTENDORP 1987, 1989 a). Sowohl der Schnitvorgang

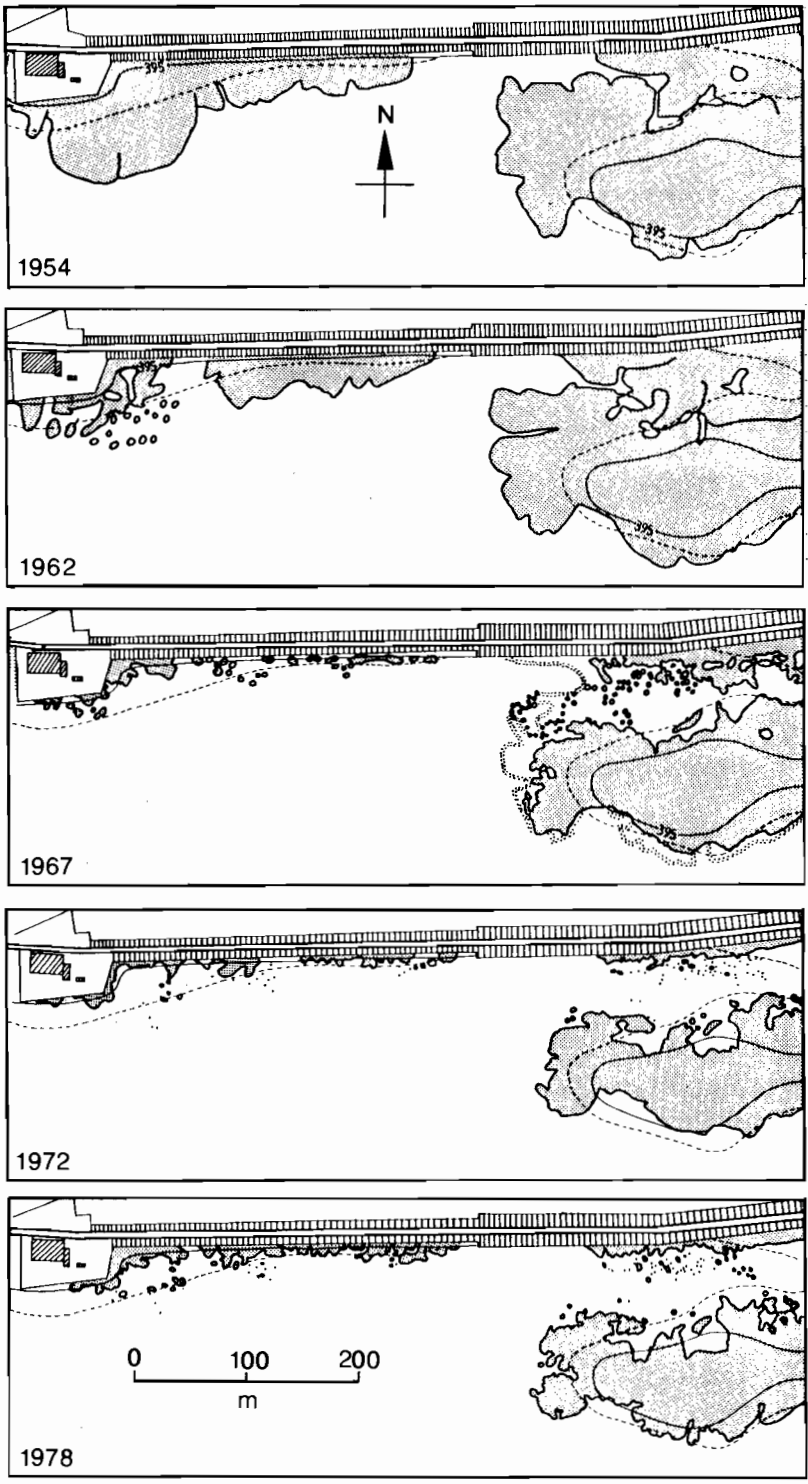


Abbildung 1. Entwicklung der Schilfgebiete (gerastert) südlich des Reichenauer Damms (Isohypsen: durchgezogene Linie – 395,0 m NN, gestrichelte Linie – 394,5 m NN).

selbst als auch die Folgewirkungen der bestandsstrukturellen Schwächung der Testbestände führten zu flächenhaften Ausfällen. Auf 10 Testflächen mit einer Schilffrontlänge von insgesamt 3,32 km wurden 2,85 ha Röhricht vernichtet; dies entspricht einer Frontverschiebung von durchschnittlich 8,6 m in Richtung Ufer (Abb. 3).

Die Absterbeursachen lagen teils in der Beschädigung der Rhizome durch die Ketten der Mähraupen, teils darin, daß die im Frühsommer ohne schützende Altschilfhalm aufwachsenden Bestände den mechanischen Belastungen durch Treibgut und Wellen nicht standhalten konnten.

3.2 Die räumliche Verteilung des Schilfrückgangs

Rückgang see- und landwärtiger Bestände
Die Tabelle 1 zeigt, daß die äußeren seewärtigen Bestände (394,0–394,5 m NN) am stärksten, nämlich um 75 % zurückgegangen sind, während die Bestände aus der Mitte der Röhrichtgürtel (394,5–395,5 m NN) nur

vergleichsweise geringe Verluste erlitten haben. Bemerkenswert hingegen ist der starke Rückgang der landwärtigen Bestände (395,5–396,0 m NN). – Die nachfolgenden Berechnungen beziehen sich, sofern nicht anders vermerkt, auf die seewärtigen Schilfröhrichte (*Phragmitetum typicum*) zwischen 394,0 und 395,0 m NN.

Rückgang in den einzelnen Untersee-Bekken

Die prozentuale Fehlbestandsfläche aus dem Rückgang 1954 bis 1978 der seewärtigen Bestände beträgt für das Ermatinger Becken 44 %, den Gnadensee 41 %, den Markelfinger Winkel 51 %, den Zeller See 65 %, den Rheinsee 52 % (in % der Ausgangsfläche im Jahr 1954).

Die Mittelwerte der jeweiligen Uferkilometer-Abschnitte sind in keinem Fall signifikant voneinander verschieden (t-Test, arcsin-transformierte Prozentwerte, $\alpha > 5\%$). In allen Seeteilen ist demnach der Rückgang etwa gleich stark.

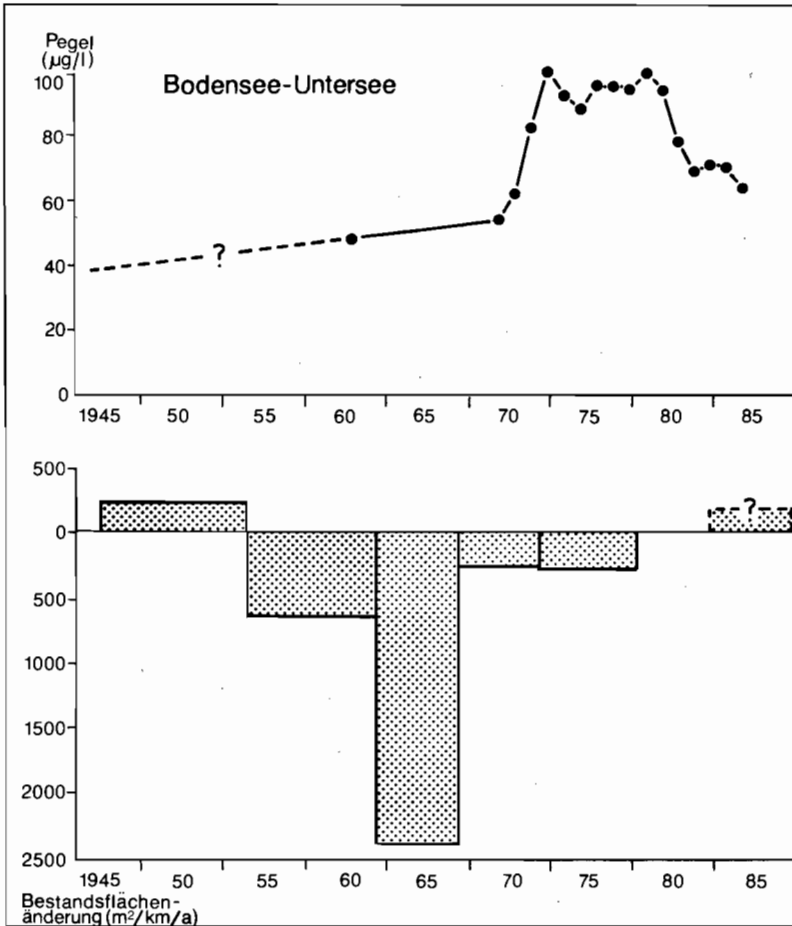


Abbildung 2. Trophische Entwicklung des Untersees und Bestandsflächenentwicklung der Uferschilfröhrichte: trophische Entwicklung als P_{Pegel} -Konzentration während der Vollzirkulationsphase, gemittelt über drei Seeteile (verändert n. SCHRÖDER 1987), Bestandsflächenzuwachs (+) oder -verlust (-) in m^2 pro Jahr und pro Uferkilometer (teilweise hochgerechnete Mittelwerte von 7 Uferabschnitten).

Abhängigkeit der Fehlbestandsfläche von der Siedlungsintensität am Ufer

Um den Einfluß der Besiedlungsdichte auf den Umfang des Schilfrückgangs zu prüfen, wurden die Uferabschnitte in 3 Kategorien eingeteilt:

- I – unbesiedeltes Ufer (n = 14 Uferkilometerabschnitte),
- II – schwach besiedeltes Ufer, Ortsrandlagen (n = 16)
- III – dicht besiedeltes Ufer, Ortskernlagen (n = 11)

Die Rückgangsquote läßt einen deutlichen Zusammenhang mit der Dichte der Uferbesiedlung erkennen: Die seewärtigen Schilfröhrichte völlig unbesiedelter Uferstreifen erleiden einen Flächenverlust von 34 % (1954 bis 1967), gefolgt von denen der Ortsrandlagen mit 52 %; Schilfbestände in Ortskernlagen nehmen um 66 % ihrer ursprünglichen Fläche ab. Lediglich die Mittelwerte der Kategorien I und III sind signifikant verschieden (t-Test, $\alpha < 2\%$). Bezogen auf die absolute Fehlbestandsfläche von 32,5 ha machen die Schilfbestände der unbesiedelten Ufer jedoch mehr als 59 % aus, während die der Ortskernlagen lediglich auf 15 % kommen (Ortsrandlagen: 26 %).

3.3 Der Erklärungswert der Rückgangshypothesen

Die Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Gliederung des Rückgangsgeschehens haben ergeben, daß

- vom Rückgang hauptsächlich die äußeren seewärtigen Bestände betroffen sind (landwärtiger Rückgang vgl. H 1, s. u.),
- alle Seeteile in etwa gleichem Maße betroffen sind,
- die seewärtigen Röhrichte auch an weitgehend von

menschlicher Nutzung unbeeinflussten Uferabschnitten stark zurückgegangen sind,

– die Phase des stärksten Schilfrückgangs in die Zeit zwischen 1962 und 1967 fällt, obschon auch zwischen 1967 und 1978 etliche Bestände abstarben.

Nachfolgend werden neun Rückgangshypothesen (H1 bis H9) daraufhin untersucht, ob und inwieweit sie diese Muster erklären können und ob welche Einwände sie zulassen müssen, und ob sie durch Literaturbefunde gestützt werden oder nicht.

H 1: Uferverbau, Landgewinnungen, Verbuchung

Die große Siedlungsdichte und der hohe Freizeitwert der Uferzonen vieler Seen haben zu starken Eingriffen in die natürliche Morphologie des Ufers geführt – fast stets zum Nachteil der Ufergehölze, Rieder und Röhrichte. Der Bodensee-Untersee weist nach SIESSEGGER (1980) nur noch 67 % naturnahe Ufer auf, während bereits 26 % der Uferlänge durch starke Eingriffe umgestaltet sind.

Die landwärtige Fehlbestandsfläche zwischen 395,5 und 396,0 m NN in Höhe von etwa 24 ha (vgl. Tab. 1) geht überwiegend auf direkte Vernichtung der Röhrichte im Zuge von Uferaufschüttungen oder Baumaßnahmen zurück. An größeren Projekten sind hier zu nennen: Aufschüttung des Herzen-Gebietes durch die Stadt Radolfzell, der Bau der Hafenanlagen in Moos und Radolfzell, der Steganlage in Mittelzell (Insel Reichenau) sowie der Kläranlage in Radolfzell. Ein großer Verlustposten dürfte auf das Konto kleinerer „Uferveränderungen“ durch private Anlieger gehen. Genaue Daten fehlen jedoch.

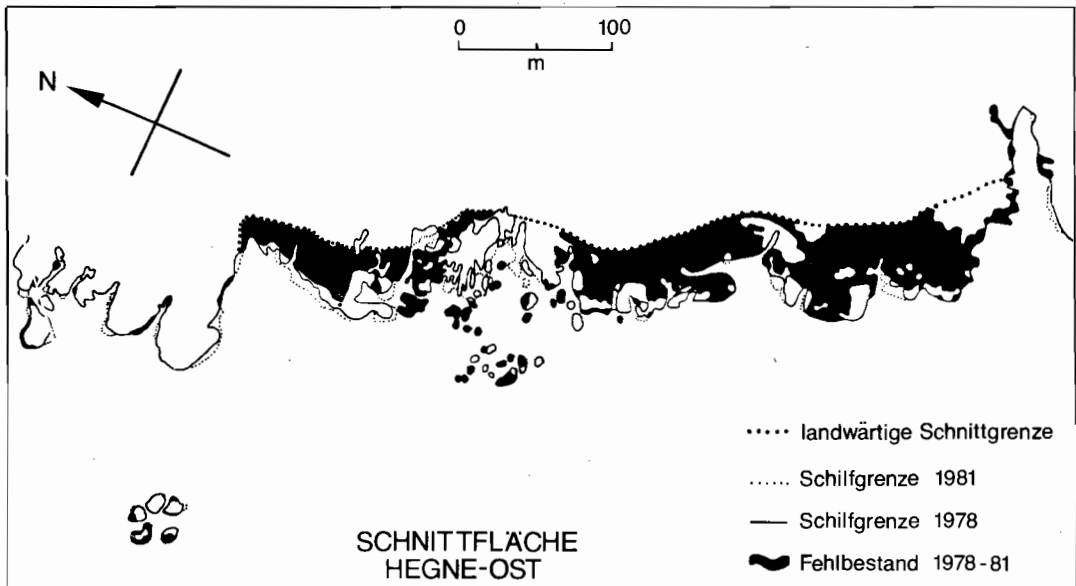


Abbildung 3. Verluste durch Winterschnitt: Testfläche Hegne-Ost.

Tabelle 1. Ausdehnung der Uferschilfröhrichte am Bodensee-Untersee anhand der Luftbildbefliegungen 1954, 1967 und 1978 (nur deutsches Ufer; jeweils differenziert nach Isohypsenabschnitten).

	1954		1967		1978	
	ha	%	ha	%	ha	%
394,0–394,5 m NN	16,03	100,0	5,83	36,4	4,10	25,6
394,5–395,0 m NN	97,77	100,0	75,50	77,2	68,15	69,7
395,0–395,5 m NN	141,72	100,0	122,92	86,7	121,83	86,0
395,5–396,0 m NN	123,62	100,0	106,15	85,9	99,64	80,6
394,0–396,0 m NN	379,14	100,0	310,40	81,9	293,72	77,5

Hingegen kommt nach Ausweis der Luftbilder der Verbuschung der landwärtigen Röhrichte nur geringe Bedeutung zu. Umwandlung von Röhrichten in landwirtschaftliche Nutzflächen ist nicht beobachtet worden.

H 2: Wind- und Wellenbelastung

Die durch Wind- und Wellenbelastung in Verbindung mit anderen Faktoren hervorgerufenen mechanischen Belastungen können der seewärtigen Schilfgrenze erhebliche Schäden zufügen. So stellte HIRSCHER (1987) am Bodensee-Übersee eine signifikant positive Korrelation zwischen dem Grad der mechanischen Schädigung und den Halmverlusten zwischen zwei Vegetationsperioden fest. An sturmexponierten Standorten des Untersees fanden DIENST & STARK (1988) eine mittlere jährliche Ausdehnung der Schilffront von nur 2 cm/Jahr, während der Durchschnittswert aller Standorttypen etwa 15 cm/Jahr betrug. Nach SCHRODER (1979, 1987) hat die Eutrophierung zu einer Verringerung der mechanischen Belastbarkeit der Halme und zu einem verstärkten Schilbruch geführt und damit zum Schilfrückgang beigetragen.

Bei der Analyse der Wellenbelastung wird von der Erfahrung ausgegangen, daß die Wellenbelastung der Schilffront unter sonst gleichen Randbedingungen um so stärker ist, je größer die Uferneigung ist (geringere Bodenreibungsverluste der Wellen) und je mehr der Uferabschnitt in Richtung der Hauptwindrichtung exponiert ist.

Bemerkenswerterweise korreliert allein die Variable „Neigung“ signifikant mit der prozentualen Rückgangfläche ($n = 41$, $r = +0,570$, $\alpha < 0,1\%$). Den mangelnden Reibungsverlusten der anlaufenden Welle kommt demnach bei der Belastung der Schilffront eine größere Bedeutung zu als der Ausrichtung gegenüber der Hauptwindrichtung (Variable „Exposition“). Ein Grund für ihren geringen Einfluß mag in der Wellenrefraktion liegen: Flachwasserwellenkämme tendieren unabhängig von der Ausbreitungsrichtung ihrer Tiefenwasserwellen dazu, senkrecht auf das Ufer zuzulaufen (vgl. PTAK 1986). – Eine signifikante Beziehung zwischen Neigung und Exposition besteht nicht.

Schiffsinduzierten Wellen kommt bestenfalls in der Umgebung von Anlegestellen oder in den engen Seeteilen (z. B. bei Stein a. Rh.) eine gewisse Bedeutung zu.

H 3: Treibgutbelastung

Unter den gegenwärtigen Bedingungen werden die stärksten mechanischen Schäden an der seewärtigen Schilffront nicht allein durch Wellen, sondern durch Treibgut in Verbindung mit Wellengang hervorgerufen. Im angeschwemmten Treibgutmaterial dominieren Wasserpflanzen, die von den Herbststürmen losgerissen und in die seewärtigen Schilfgebiete getrieben werden. Die stärksten Schilfschädigungen werden durch Armleuchteralgen-Spülsäume hervorgerufen. Auch an anderen mitteleuropäischen Seen spielen Treibgutanschwemmungen eine erhebliche Rolle bei der Schädigung seewärtiger Schilfbestände (OSTENDORP 1989 b), wobei sich das Material allerdings oft aus Treibholz oder Kulturmüll zusammensetzt.

Über die Treibgutbelastung der Ufer in den Jahren des Schilfrückgangs ist wenig bekannt. Vermutlich traten Makrophytenwattenanschwemmungen früher weniger massiv auf als um 1980; darauf weist die Tatsache hin, daß sich die von Wasserpflanzen bedeckten Uferflächen des Untersees zwischen 1967 und 1978 von 695 auf 1080 ha erhöht haben (LANG 1981).

In den Jahren 1981 bis 1983 wurde die Stärke der Treibgutanschwemmungen im Röhrichtbereich kartiert. Korreliert man die sich daraus ergebenden Mittelwerte pro Uferkilometer-Abschnitt mit den entsprechenden prozentualen Fehlbestandsflächen der seewärtigen Bestände, so erhält man keinen signifikanten Zusammenhang ($r = 0,301$, $n = 38$). Die mechanischen Belastungen durch Makrophytenwattenanschwemmungen haben demnach nicht nennenswert zum Schilfrückgang beigetragen.

H 4: Ufererosion

Ufererosion wird oft für den Verlust an Röhrichten verantwortlich gemacht; betroffen sind vor allem Seen mit regem Boots- oder Frachtschiffverkehr oder solche, die wie die schweizerischen Mittellandseen mehrfachen Seespiegelsenkungen unterworfen wurden (OSTENDORP 1988 b). Auch am Bodensee-Obersee dürfte der Uferabtrag zu den wesentlichen Rückgangsfaktoren gehören (SIESSEGER 1985).

Stärke und räumliche Verteilung der Ufererosion am Bodensee-Untersee während der Röhrichtrückgangphase sind nicht bekannt, so daß Rückschlüsse auf de-

ren Beitrag zum Röhrichrückgang nur aus der heutigen Situation heraus möglich sind. Hierzu wurde der „Schweregrad“ der Klifferosion (Sprunghöhe des Kliffs, Erosionsschädigung des Rhizomkörpers) anhand einer sechstelligigen Skala geschätzt. Die Mittelwerte je Uferkilometer dienen als erklärende Variable der räumlichen Verteilung der arcsin-transformierten, prozentualen Fehlbestandsfläche.

Die lineare Korrelation ergab jedoch keinen signifikanten Zusammenhang ($r = 0,275$, $n = 30$), so daß angenommen werden darf, daß das Rückgangsgeschehen weitgehend unabhängig von etwaiger Ufererosion erfolgte.

H 5: Eutrophierung des Pelagials

Nach SCHRODER (1979, 1987) wird das Schilfsterben am Untersee letztlich durch die Eutrophierung des Sees verursacht. Als Folge der Nährstoffzunahme sei es zu einem Anstieg der Halmdichte, zu einer Verringerung der mechanischen Festigkeit der Halme und zu einer verstärkten Bildung von „Bruchschilf“ gekommen. Beide Faktoren seien für einen verringerten Wasseraustausch mit dem See und für eine erhöhte Anreicherung fäulnisfähiger organischer Substanzen und von Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) in den Sedimentober-schichten verantwortlich.

Über die Trophie-Entwicklung des Bodensee-Unter-sees in früheren Jahrhunderten ist nichts bekannt, aber bereits in den ersten Jahrzehnten dieses Jahrhunderts hatte der See das eutrophe Stadium erreicht. Zu Beginn der 60er Jahre setzte ein deutlicher Sprung in der Trophie-Entwicklung ein (IGKB 1975). In der Abbildung 2 wird die jüngere Trophie-Entwicklung des Untersees mit der Flächenentwicklung des seewärtigen Röhrichs ver-glichen. Während der Ausbreitungsphase vor 1954 wa-ren im Pelagial deutlich weniger als 40 $\mu\text{g P/l}$ anzutref-fen, während die Hauptrückzugsphase in eine Periode mit etwa 50 $\mu\text{g/l}$ fällt. Bei wesentlich höheren P-Gehal-ten zwischen 90 und 100 $\mu\text{g/l}$ findet jedoch kaum noch ein Rückgang statt – im Gegenteil: Seit Anfang der 80er Jahre (P-Gehalt um 70 $\mu\text{g/l}$) breitet sich das Schilf wie-der aus (DIENST 1986, DIENST & STARK 1988).

Ein zeitlicher Zusammenhang zwischen Trophie-Ent-wicklung und Schilfrückgang ist demnach nicht erkenn-bar.

H 6: Nährstoffbefrachtung der Sedimente

Nach SCHRODER (1979, 1987) erhöht die Eutrophierung des Freiwassers die Nährstoffbelastung der Röhrich-sedimente und setzt damit eine Reihe von negativen Begleiterscheinungen in Gang (vgl. auch H 5).

Wie fast alle Niedermoorgesellschaften sind auch die Röhrichte tendenziell Akkumulationsorte abgestorbe-ner organischer Substanz. Durch Nährstoff- und Sauer-stoffmangel in den schlecht durchlüfteten Substraten verläuft die mikrobielle Mineralisation langsamer als die Primärproduktion: Es kommt zur Niedermoortorbil-dung. Die gilt auch für die Untersee-Röhrichte (OSTEN-

DORP 1988).

Diese Vorgänge sind zunächst von der Trophie-Ent-wicklung des Pelagials unabhängig. Allein die Produkti-vität der Röhrichte hätte durch die Eutrophierung gesteig-ert worden sein können. Allerdings zeigen die Ergeb-nisse einer Reihenuntersuchung an mehr als 50 deut-schen Seen, daß im Bereich „mittlerer“ Freiwasser-Nährstoffbelastungen (d. h. etwa 50 bis 1000 $\mu\text{g P}_{\text{tot}}/\text{l}$, Vollzirkulationswerte) die Bestandsstruktur und die Pro-duktion der Schilfröhrichte vom Trophiegrad unabhän-gig ist (OSTENDORP, unveröff.). Überdies liegen am Un-tersee aus der Zeit vor 1978 keine Produktions- und Be-standsstrukturmessungen vor, so daß für die Rück-gangsperiode 1954 bis 1978 keine Aussagen über et-waige Veränderungen gemacht werden können.

Die Akkumulation organischer Substanzen wird von ei-ner Anreicherung der Nährstoffe Stickstoff und Phos-phor begleitet. Sie ist durch den – teilweisen – mikrobi-ellen Abbau der Schilfstreu bedingt und daher ebenso von der Pelagial-Eutrophierung weitgehend unabhängig (OSTENDORP 1989a). Eine für das Schilf möglicherweise schädliche Nährstoffüberfrachtung der Sedimente und Böden müßte sich vor allem im erhöhten Konzentra-tionsniveau des Interstitialwassers (IW) und des Sedi-mentkontaktwassers (SKW) bemerkbar machen.

Interstitialwasser: Das Porenwasser der Sedimentschicht 0 bis 30 cm, in dem sich fast alle Schilf-Adventivwurzeln befinden, ist relativ nährstoffarm: Die Konzentrationen an gelöstem Phos-phor (P_{gel}) schwanken zwischen der Nachweisgrenze und 2300 $\mu\text{g/l}$. In den seewärtigen Röhrichten liegen sie im Bereich von 100 bis 1000 $\mu\text{g/l}$, und erst in den weiter landeinwärtigen Ver-schlammungszonen erreichen sie höhere Werte. Extrem niedrig sind mit etwa 10 $\mu\text{g/l}$ die P_{gel} -Gehalte im IW der „naturnahen“ Standorte. Die Konzentrationswerte der Durchschnittsstandorte sind demgegenüber höher, liegen aber in der gleichen Größen-ordnung wie die von Röhrichstandorten anderer Seen und Feuchtgebiete (OSTENDORP 1989c). Es sei an dieser Stelle her-vorgehoben, daß bei ca. 5–10 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ die kritische P-Gleich-gewichtskonzentration im IW erreicht wird, unterhalb derer die Pflanzenwurzeln kein P mehr aufnehmen können; für eine opti-male P-Versorgung der Pflanzen sollte die Konzentration im Be-reich von etwa 200–400 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$ liegen, so daß ein ausrei-chendes Diffusionsgefälle zwischen Wurzelzelle und freier Boden-lösung erreicht wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984: 244). Die N_{anorg} -Konzentration im IW der Untersee-Röhrichsedimente schwanken zwischen weniger als 0,1 und 15 mg N/l; in den Sedimentober-schichten erreichen sie höhere Werte als in den tieferen. Die Spannweite deckt sich in etwa mit der des Trinkwasser-Rohwassers aus 86 Brunnen im Landkreis Kon-stand, und ihr Mittelwert von 6,1 mg $N_{\text{anorg}}/\text{l}$ liegt sogar noch un-terhalb des für die BRD berechneten globalen Grundwasser-Mittelwerts von 7,6 mg/l. Das Interstitialwasser weist also be-züglich der N_{anorg} -Komponente Trinkwasserqualität auf. Bedenkt man weiterhin, daß in den Drainagegewässern land-wirtschaftlicher Grünland- und Ackerflächen bis über 100 mg $N_{\text{anorg}}/\text{l}$ gelöst sein können, erscheinen die IW-Konzentrationen am Untersee vergleichsweise niedrig.

Von einer auffälligen Nährstoffkonzentrationserhöhung in der gelösten Phase des Sediments kann demnach nicht die Rede sein.

Sedimentkontaktwasser: Da vielfach die Schilf-Adventivwur-zeln nicht nur in das Sediment ragen, sondern auch mit dem

überstehenden Wasser in direktem Kontakt stehen, wird davon auszugehen sein, daß auch dieses neben dem Interstitialwasser einen Beitrag zur Nährstoff-Versorgung der Schilfpflanze leistet. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im SKW der verschiedenen Untersee-Röhrlichtbestände schwanken zwischen 1 und 45 $\mu\text{g/l}$, die N_{anorg} -Gehalte liegen im Bereich von 0,10 bis 0,32 ($-1,30$) mg/l . Die P- und N-Konzentrationen sind damit um den Faktor 3 bis 20 niedriger als die entsprechenden Gehalte im Niederschlagswasser (KNORR & KLATTE 1963, STEINLE 1986). Darüber hinaus sind die P_{gel} -Gehalte im Inneren der Schilfröhrlichte im Mittel nicht wesentlich höher als die zeitgleich im Litoralwasser außerhalb der Röhrlichte gemessenen, die N_{anorg} -Konzentrationen sind sogar geringfügig niedriger (BANOUB 1975, Tab. 1). – Überraschenderweise liegen die Nährstoffkonzentrationen im SKW der Untersee-Röhrlichte vielfach unterhalb derer oligo- bis mesotropher Moore (OSTENDORP 1989 c), im übrigen fallen sie in den Spannweitenbereich, der auch für Röhrlichte anderer Gewässer gefunden wurde. Ganz sicher aber liegen sie unterhalb jener Schwelle, die für Düngungseinflüsse oder Abwasserbelastung charakteristisch ist.

Die Gegenüberstellung von Untersee-Konzentrationsverhältnissen und Literaturangaben läßt deutlich werden, daß von einer N- und P-Konzentrationserhöhung im Interstitialwasser oder Sedimentkontaktwasser nicht die Rede sein kann. Vielmehr bewegen sich die Konzentrationen eher am unteren Ende der Spannweite der Literaturdaten.

In Kulturversuchen wurden Schilfpflanzen mit Nährlösungen beschickt, deren Nährstoffkonzentrationen etwa um den Faktor 100 (bezogen auf N) bis 1000 (bezogen auf P) höher waren als die des IW der Untersee-Röhrlichte (Übersicht s. OSTENDORP 1989 c). Eine Beeinträchtigung des Wachstums bzw. der physiologischen Leistungen konnte nicht festgestellt werden. Die Ergebnisse zahlreicher Experimente und Freilandmessungen demonstrieren eher die außerordentliche Belastbarkeit von *Phragmites australis* gegenüber einem überhöhten Nährstoffangebot denn seine Empfindlichkeit.

Damit scheiden bei den derzeitigen Untersee-Konzentrationen negative Auswirkungen auf die Schilfpflanze aus; selbst wenn eine Nährstoffüberakkumulation in den Röhrlichtsedimenten stattgefunden hätte, könnte das augenblicklich erreichte Konzentrationsniveau den Schilfrückgang nicht erklären.

H 7: Anaerobe Abbauprozesse und Entstehung phytotoxischer Substanzen

Ein Charakteristikum von Sedimenten und subhydri-schen Böden ist, daß ihr Porenraum bereits in 0,5 bis 3 cm Tiefe frei von gasförmigem oder gelöstem Sauerstoff ist (GAMBRELL & PATRICK 1978). In den Substraten der Untersee-Schilfbestände herrschen also bereits aus diesem Grunde anaerobe Bedingungen vor. Dies dürfte vor der Eutrophierungsphase nicht anders gewesen sein als heute. Die Entstehung und Anreicherung von phytotoxischen Substanzen (Fe^{2+} , H_2S , NH_3 , flüchtige Fettsäuren, aromatische Verbindungen, vgl. OSTENDORP 1989 a) ist an reduzierende Bedingungen (stark negatives Redoxmilieu, p_e -Wert, vgl. FREVERT 1983) und an anaeroben mikrobiellen Stoffwechsel gebunden;

phytotoxische Effekte auf gut durchlüfteten Böden gehören dagegen zur Ausnahme und beruhen auf anderen Hemmstoffen.

Im Sedimentkontaktwasser der Uferröhrlichte des Untersees schwankt der p_{e7} -Wert zwischen +5,2 und +6,8, und zwar unabhängig vom O_2 -Gehalt (das thermodynamische Redoxpotential für chemisch reines Wasser liegt bei $p_e = p_{e7} = p_{e7} = 6,8$ (FREVERT 1983: p. 71). Selbst bei O_2 -Konzentrationen von nur 0,5 bis 1 mg/l erreicht der p_{e7} noch Werte von +5,0 und mehr. Es überwiegen also bei weitem aerobe Abbauprozesse, und es kommt noch zu keiner nennenswerten Freisetzung reduzierter Verbindungen wie Fe^{2+} (zu erwarten unterhalb $p_{e7} = +4,5$) oder H_2S -S (zu erwarten unterhalb $p_{e7} = -3,5$).

Im O_2 -freien Interstitialwasser zeigen die p_{e7} -Werte eine deutliche Abhängigkeit von der organischen Belastung: In den Sedimenten der „naturnahen“ Standorte mit sehr geringer Belastung schwanken sie zwischen +1 und +4. Erst in organischen Kalkschlämmen sinken die p_{e7} -Werte auf 0 oder wenig darunter, und erst hier lassen sich vereinzelt geringe Mengen (bis 0,5 mg/l) H_2S -S nachweisen. Auch im Interstitialwasser ist demnach die Reduktionsintensität des mikrobiellen Abbaus gering. Möglicherweise herrschen mikro-aerobe Bedingungen vor, unter denen geringste O_2 -Mengen ausreichen, einen aeroben mikrobiellen Stoffwechsel aufrechtzuerhalten. O_2 -Quelle dürfte allein die Schilfpflanze sein, die durch das Aerenchym ihrer Halme atmosphärischen Sauerstoff in die Rhizome und Wurzeln transportiert.

Unter den beschriebenen Redoxmilieu-Bedingungen kann jedoch Nitrat zu Ammonium reduziert werden, so daß prinzipiell die Möglichkeit einer Ammoniak-Vergiftung der Schilfwurzeln besteht. Die NH_3 -Giftwirkung beruht auf einer cytoplasmatischen pH-Wert-Erhöhung infolge zellulär nicht kontrollierbaren Einstroms des Gases. Unter den pH-Wert-Bedingungen des Untersees (7,2 bis 8,0) liegen nur 2 bis 10 % des gelösten $\text{NH}_4\text{-N}$ als $\text{NH}_3(\text{gas})$ vor. Im Interstitialwasser sind dies ca. 0,3 bis 0,6 $\text{mg N (NH}_3\text{)/l}$ und im Sedimentkontaktwasser etwa 0,01 – 0,1 mg/l . Bei derart geringen Konzentrationen kann Ammoniak-Gas als Schädigungsursache ausgeschlossen werden.

Die Röhrlichtsedimente besitzen demnach keineswegs Faulschlamm-(Sapropel)-Charakter, wie es ihnen SCHRÖDER (1987) zuschreibt. Es ist also unwahrscheinlich, daß sich bei derart positivem Redoxmilieu phytotoxische Substanzen akkumulieren; vielmehr dürften sie, sollten sie je gebildet werden, im (mikro-)aeroben mikrobiellen Metabolismus rasch abgebaut werden. So fanden JÜTTNER & SCHRÖDER (1982) in Untersee-Röhrlichtsedimenten eine Reihe von mikrobiellen Abbauprodukten und Exkretstoffen; jedoch war von keiner dieser Substanzen eine inhibitorische Wirkung auf Pflanzenwurzeln bekannt. Letztendlich liegen keine Hinweise für eine Beteiligung von Gift- oder Hemmstoffen am Schilfrückgang vor.

H 8: Vergiftung durch Algenwatten

Nach Laborversuchen von SCHRÖDER (1987) werden aus anaerob verrottenden Fadenalgenwatten toxische Stoffe freigesetzt, die zum Absterben der seewärtigen Schilfbestände führen.

Der Frage nach der möglichen Giftwirkung von Fadenalgenwatten wurde im Rahmen eigener Untersuchungen in drei Versuchsreihen nachgegangen. Im ersten Versuch wurde das Preßwasser von anaerob verrottenden *Cladophora*-, *Spirogyra*- und *Chara*-Watten unter kontrollierten Bedingungen als Substrat für *Scenedesmus acutus* als Testalge in batch-Kultur eingesetzt. Die Präparations- und Versuchsbedingungen wurden so gewählt, daß die maximale Wachstumsrate von *Scenedesmus* ein Kriterium für die Anwesenheit von Hemmstoffen sein konnte, wobei der Effekt limitierender Nähr- oder Spurenstoffkonzentrationen von vornherein ausgeschlossen wurde. In den Versuchsansätzen mit *Cladophora*- und *Spirogyra*-Preßwasser zeigten die Testalgen kein Wachstum. Obwohl die *Chara*-Watten unter ähnlichen redoxchemischen Bedingungen verrottet waren, übte ihr Preßwasser keine Hemmwirkung auf *Scenedesmus* aus. In einem zweiten Versuch wurde das Preßwasser von *Cladophora* in eine hydrophile, eine lipophile und eine flüchtige Fraktion getrennt. Sowohl lipophile als auch flüchtige Fraktion hemmten das *Scenedesmus*-Wachstum in etwa gleichem Maße, während die Testalgen in der hydrophilen Fraktion eine erwartungsgemäße Wachstumsrate zeigten. Die Giftwirkung beruhte demnach offenbar auf organischen Substanzen.

Dieser Test kann freilich nur die Existenz von Hemmstoffen prüfen; er zeigt nicht, ob sie unter Freiland-Bedingungen die Wirkorte an der Schilfpflanze erreichen und dort physiologische Störungen hervorrufen, die zum Absterben der Pflanzen führen. Hier sollten Freiland-Versuche an natürlichen Beständen für Klarheit sorgen: Eine kleine Halmgruppe wurde mit einer Tonne umgeben, die etwa 30 cm hoch mit frisch abgelagerten *Cladophora*- und *Chara*-Watten gefüllt wurde. Die Versuchsbedingungen waren identisch mit der natürlichen Situation am Schilfufer; lediglich mechanische Schilfschädigungen konnten ausgeschlossen werden. Die Auswertung ergab, daß nach *Cladophora*-Beschickung die Halmzahlen im Mittel abnahmen. Allerdings veränderten sich die Halmdichten der unbehandelten Vergleichsbestände in vergleichbarem Umfang, so daß nicht abschließend beurteilt werden kann, ob die Beschickung mit *Cladophora* hauptverantwortlich für den Halmrückgang war. In den *Chara*-Versuchstonnen nahm die Halmdichte in der nachfolgenden Vegetationsperiode auf mehr als das Doppelte zu. Wahrscheinlich bedeutete in diesem Fall die Algenauflage eine zusätzliche Nährstoffzufuhr, auf die *Phragmites* mit einem vermehrten Halmaustrieb reagierte.

So muß einstweilen offenbleiben, ob die im Labor nachgewiesene Giftwirkung sich auch in Freiland-Schilfbeständen auswirken kann.

H 9: Hydrologische und meteorologische Faktoren

Die quantitative Auswertung von Reihenluftbildern hatte ergeben, daß der größte Teil des zwischen 1954 und 1978 verschwundenen seewärtigen Schilfröhrichts zwischen den Befliegungen 1962 und 1967 und hier wahrscheinlich zwischen 1965 und 1967 abgestorben ist (Abb. 1, 2). Die Suche nach etwaigen Rückgangsursachen konzentriert sich damit auf diese drei Jahre.

Das Jahr 1965:

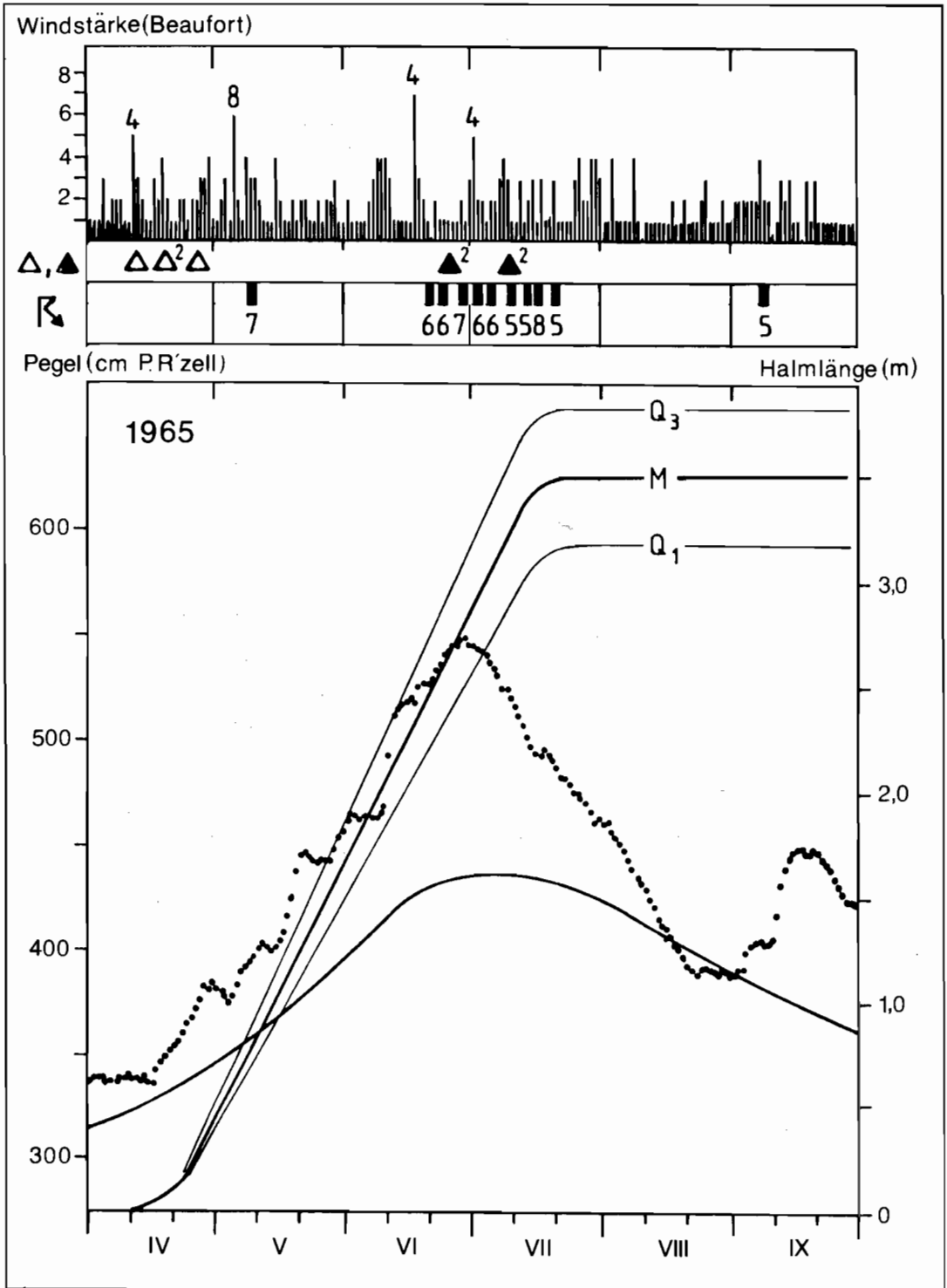
Das Jahr 1965 war in hydrologischer wie in meteorologischer Hinsicht ein Extremjahr:

a) Der Juni-Wasserstand war der fünfthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelregistrierungen am Bodensee im Jahre 1817. Pegelwerte von mehr als 500 cm (Pegel Konstanz) wurden ungewöhnlich früh erreicht. Die letzten vergleichbaren Hochwässer lagen 30 Jahre (1935: etwas niedriger als 1965) bzw. 39 Jahre (1926: etwas höher als 1965) zurück.

b) Die „ununterbrochene Folge von ungünstigen Witterungsereignissen läßt das Jahr 1965 als das ungünstigste seit Beginn der Messungen in unserem Gebiet – seit etwa 100 Jahren – in die Witterungsannalen eingehen“ (WAIBEL 1965: 381). Insgesamt war 1965 zu kalt, zu naß und gehörte zu den sonnenscheinärmsten Jahren seit Beginn der Aufzeichnungen. Fälle mit Böen, Starkwinden bzw. Stürmen von 6° Beaufort und mehr waren um 36% häufiger als im Mittel der Jahre 1959 bis 1984.

In der Abbildung 4 sind Schilfwachstum, Wasserstandskurve und Witterungsereignisse der Vegetationsperiode 1965 zusammengestellt. Sie zeigt, daß während des Hochwasserstandes in der zweiten Juni- und der ersten Juli-Hälfte Ereignisse auftraten, die die seewärtigen Schilfbestände schwer in Mitleidenschaft gezogen haben dürften (Abb. 5): a) das Hochwasser selbst, das zeitweise bis zu $\frac{3}{4}$ der Halme überschwemmte, b) schwere Stürme von mehr als 4 Stunden Dauer am 16./17. und am 30. Juni, die auf dem freien See Stärken zwischen 7 und 10° Beaufort erreichten, c) schwere Hagelschläge am 26. Juni und am 10. Juli.

Die Auswirkungen dieser Faktoren auf Gebäude, Uferbauten und landwirtschaftliche Anbauflächen sind in der wissenschaftlichen Literatur (BLENCK 1971: 121) und in der Regionalpresse („Südkurier“ vom 15. 6., 18. 6., 1. 7., 12. 7., 3. 8. 1965) sowie durch unveröffentlichtes Fotomaterial (LINDNER, Konstanz) ausführlich dokumentiert, so daß die Auswirkungen auf die Uferschilfbestände recht genau eingeschätzt werden können. Augenzeugenberichte belegen die schweren Schäden am Schilf (LANG 1968: 317–318, MÜLLERZELL 1968: 44–45). Gegen Ende der Vegetationsperiode weisen die Röhrichte einen uferparallelen, ca. 10 m breiten, bräunlich verfärbten Streifen auf, dessen Strukturen wie von See nach Land „gekämmt“ aussehen (LANG, unveröff. Fotomat.). Es dürfte sich dabei um die Zonen des stark geschädigten und vermutlich schon weitgehend abgestorbenen Schilfs handeln. Die Auswirkungen der einzelnen Faktoren sind in der Abbildung 6 zusammengefaßt.



Das Jahr 1966:

Ähnlich wie 1965 begann auch die Vegetationsperiode 1966 mit einem hohen Wasserstand, der bis Ende Mai rasch bis auf 55 cm über den langjährigen Mittelwert anstieg. Aber erst Ende Juli erreichte der Seestand sein Maximum. Mit zwei länger dauernden Starkwinden der Stärke 5 und 6° Beaufort und 11 Gewitterböen zwischen 5 und 10° Beaufort war die Vegetationsperiode 1966 ähnlich windreich wie die von 1965. Hagelschläge traten allerdings nicht auf. Weder Starkwinde noch Wasserstand dürften normale, gut wüchsige Seeufer-Schilfbestände stärker in Mitleidenschaft gezogen haben. In diesem Falle traten jedoch bereits schwer geschädigte Bestände in die Vegetationsperiode ein, so daß sicherlich ein Teil von ihnen vollends zum Absterben gebracht wurde (vgl. Abb. 6).

Das Jahr 1967:

Auch die Vegetationsperiode 1967 zeichnete sich durch hohe Wasserstände im Mai und in der ersten Juni-Hälfte aus. Zwar trat nur ein länger dauerndes Starkwindereignis auf, dafür aber 17 Gewitterböen mit Stärken zwischen 5 und 9° Beaufort. Hinzu kamen 2 schwere Hagelschläge. Im Falle der schon seit zwei Jahren stark geschwächten seewärtigen Schilfbestände dürften wiederum etliche Flächen endgültig abgestorben sein. – Ende Juli 1967 wurde die bereits angesprochene Luftbildbefliegung mit Reihenbildkamera durchgeführt (vgl. Kap. 3.1). Die Bilder zeigen das Resultat des Schilfrückgangs: seewärtig stark zerfrante oder in Bulten aufgelöste Bestände sowie als Schatten die „Stoppelflächen“ der ehemaligen Bestandsausdehnung (vgl. Abb. 1). Sowohl die Quellenauswertung als auch Modellrechnungen zum Vergleich von Wasserstandskurve und Schilfwachstumskurve führten zu dem Ergebnis, daß die Hochwässer, Stürme und Hagelschläge der Jahre 1965 bis 1967 die Untersee-Schilfbestände schwer in Mitleidenschaft gezogen haben. Dies um so mehr, als dem „Katastrophenjahr“ 1965 zwei weitere Hochwasserjahre folgten.

H 10: Veränderte Belastungscharakteristik der Schilffront in den Jahren 1967 bis 1978
Die bei H 9 gegebene Erklärung für den seewärtigen Schilfrückgang läßt die Frage offen, warum noch in den siebziger Jahren Bestandsverluste auftraten (vgl. Abb. 1 u. Tab. 1), bzw. warum das Schilf in den vergangenen 20 Jahren sein ursprüngliches Areal nicht wieder einnehmen konnte. Zwei Faktoren haben hierbei vermut-



Abbildung 5. Überschwemmte Schilfbestände Mitte Juni 1965 beim Reichenauer Damm. Im Vordergrund wird die geringe Dichte der noch nicht überschwemmten Halme deutlich. Foto: LINDNER.

lich eine wesentliche Rolle gespielt: Die langsame Erholungsphase der subletal geschädigten Bestände und die veränderte Belastungscharakteristik seewärtiger Schilfröhrichte nach 1965/1967.

Langsame Erholungsphase:

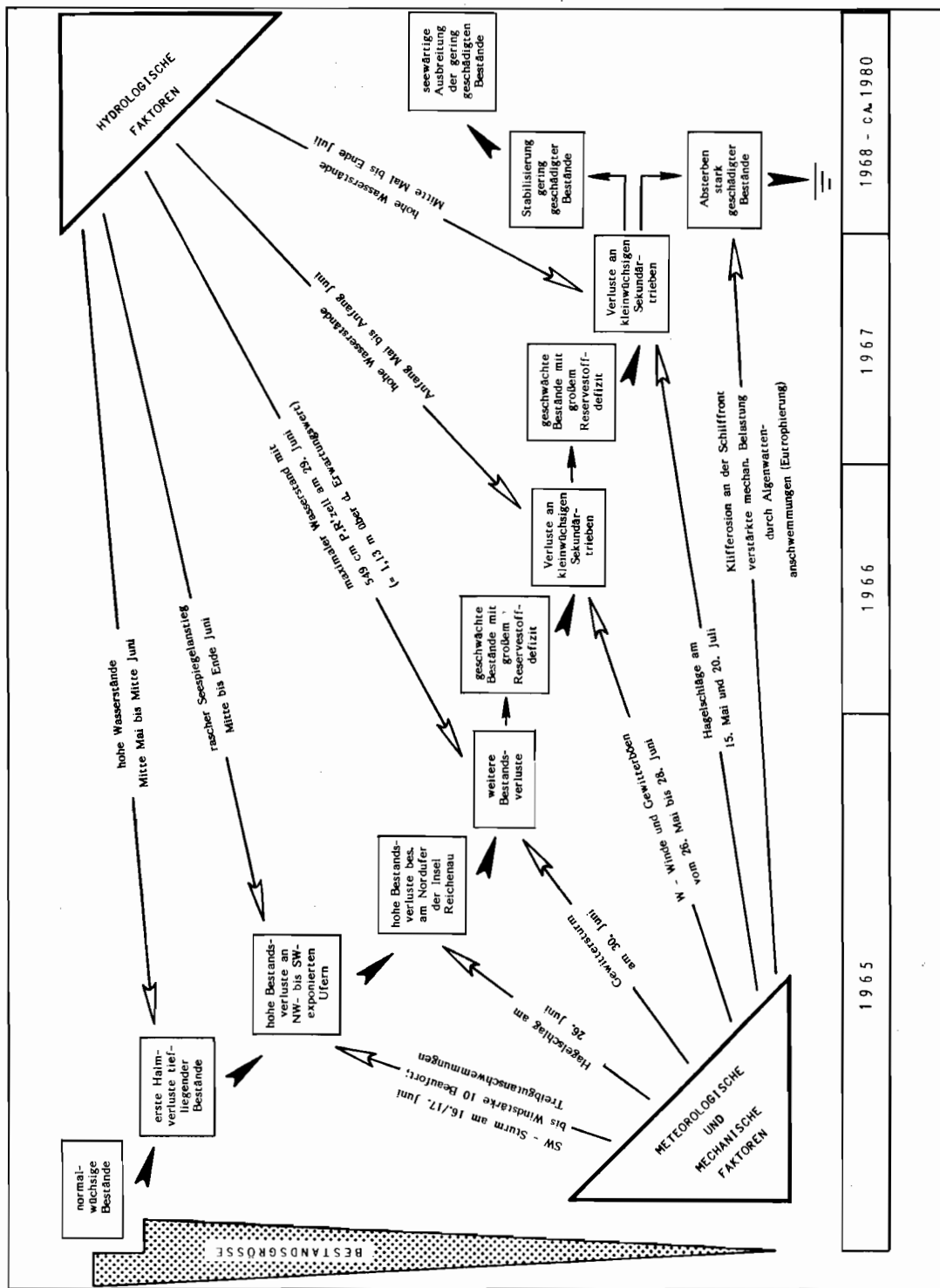
Zwischen den seewärtigen **Absterbezonen** und den landwärtigen, durch Hochwasser und Stürme der Jahre 1965 bis 1967 nicht ernsthaft geschädigten Beständen (ab etwa 350 cm Pegel Radolfzell) gab es vermutlich einen Streifen schwer in Mitleidenschaft gezogenen Schilfs. Ähnlich wie bei andersartig mechanisch belasteten Beständen dürfte es hier zu erheblichen Bestandsstrukturveränderungen gekommen sein: zur Reduzierung des durchschnittlichen Basaldurchmessers der Halme, zur Erhöhung des Anteils von in allen Teilen schwächer ausgebildeten Sekundärsprossen, zur Verminderung der Längenwachstumsrate und der mechanischen Belastbarkeit der Halme sowie zu einer Verringerung der durchschnittlichen Blattzahl und damit auch der Assimilationsfläche (OSTENDORP 1989 a).

Dadurch waren die Bestände empfindlicher gegenüber mechanischen Belastungen und Biomasseverlusten aller Art. Die erhöhten Halmverluste der geschwächten Bestände führten wahrscheinlich zu Reservestoffdefiziten in den Rhizomen. So wurde auch in den Vegetationsperioden nach 1967 eine nur suboptimale Bestandsstruktur erreicht, die wiederum zu einer erhöhten Belastungsanfälligkeit Anlaß gab.

Bei einem Teil der Bestände wurden die jährlichen Reservestoffdefizite offenbar immer größer, so daß sie

Abbildung 4. Schilfwachstum, Wasserstand und Witterungsereignisse während der Vegetationsperiode 1965. Angegeben sind von oben nach unten: Windgeschwindigkeit (Maximalwert aus 3 Ablesungen tägl.) in ° Beaufort; Zahlen – minimale Dauer des Windes in der angegebenen Stärke in Stunden
Graupel (Δ) oder Hagel (▲) in der Stärke 0,1 od 2, ⚡ – Gewitter mit Böen von 5 oder mehr ° Beaufort Stärke (Zahlen-Stärke in ° Beaufort)

Wachstumskurve eines seewärtigen Schilfbestandes: Halmhöhe über Grund in m (Ordinate rechts) bzw. in cm Pegel Radolfzell (Ordinate links, Geländeoberkante bei 275 cm P. Radolfzell), M – Mittelwert, Q₁ bzw. Q₃ – 25 %- bzw. 75 %-Quartilmaß
Wasserstandsganglinie für 1965: punktierte Linie, Tageswerte Pegel Radolfzell
langjährig mittlere Monatsmittel des Wasserstandes (1931 bis 1980): durchgezogene Linie.



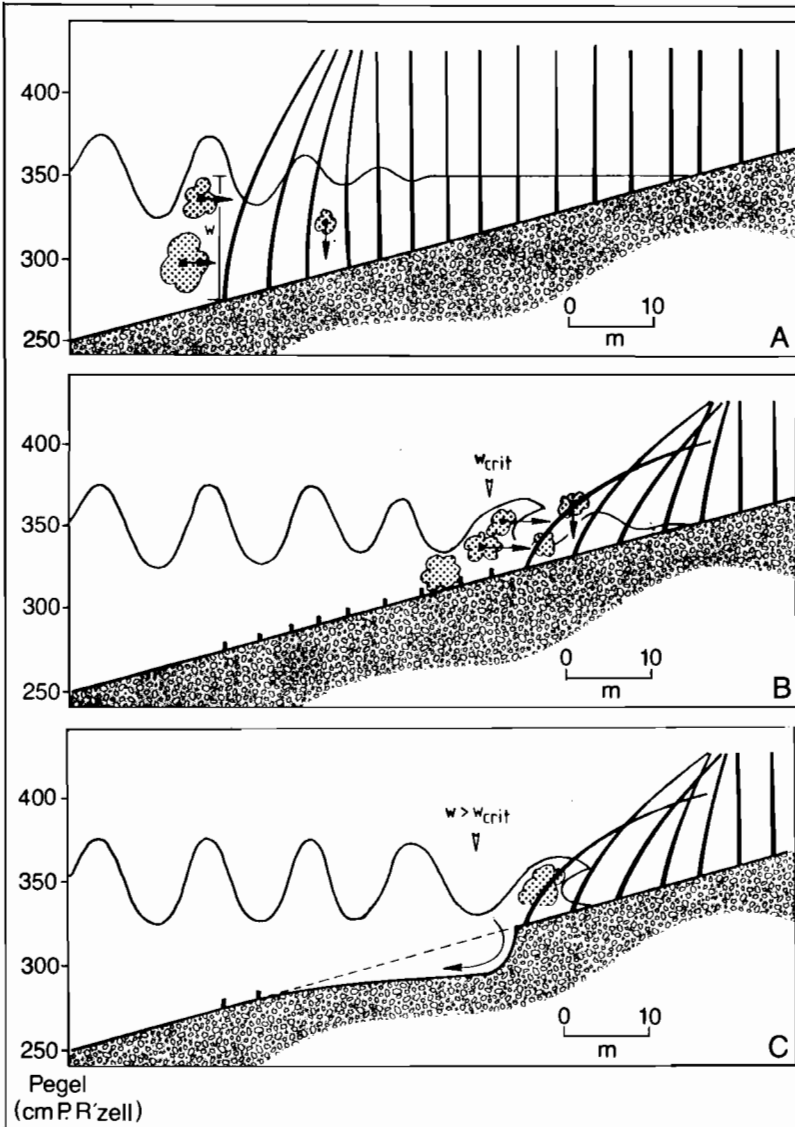


Abbildung 7. Auswirkungen des Schilfrückgangs 1965 bis 1967 auf Ufererosion und mechanische Belastung der see-wärtigen Schilffront A – vor dem Schilfrückgang, B – nach dem Schilfrückgang, C – nach erfolgter Flächen- und Kliff-erosion, w – Wasserstand, w_{crit} – zur Einleitung des Wellenbrechens kritischer Wasserstand, Punktirt – Algenwatten).

gänzlich abstarben, andere wiederum konnten die Defizite zwar ausgleichen, brauchten dazu aber etwa 10 bis 15 Jahre. Nachdem die Reservestoffvorräte aufgefüllt waren und die Bestandsstruktur einen gewissen Optimalwert erreicht hatte, konnten sich die Bestände see-wärts ausdehnen. Erstes Anzeichen dafür waren die „Rhizomsprosse“, die seit 1980 mit zunehmender Häufigkeit beobachtet wurden. Es handelt sich hierbei um einen Halmtyp, der aus schräg aufstrebenden, oft 1 bis 1,5 m langen Horizontalrhizomen entspringt. Derartig lange Ausläuferrhizome wurden bislang nur an sich

Abbildung 6. Schilfrückgang 1965 bis ca. 1980 (Übersicht).

ausbreitenden Schilfröhrichten, niemals aber innerhalb stabiler Schilfbestände beobachtet (vgl. auch HASLAM 1970: 153). Schilffrontkartierungen, die seit 1984 durchgeführt werden (DIENST 1986) belegen die allgemeine Ausbreitungstendenz. Die mittleren jährlichen Zuwächse liegen freilich im Bereich von nur 10 bis 20 cm Frontvorschub.

Veränderte Belastungscharakteristik:

Der see-wärtige Rückgang von 30,5 ha bis 1967 (vgl. Tab. 1) entspricht einem durchschnittlichen Frontrückgang von 8,5 m. An vielen Uferabschnitten war der Schilfgürtel jedoch auf einer Breite von 20 bis 30 m zurückgewichen. Nach 1967 lag also ein breiter Litoral-

streifen frei, der vordem von Röhrichtern bedeckt gewesen war.

Die Schilfbedeckung hatte für eine gleichmäßige Wellenbremsung gesorgt, so daß sich über Jahrzehnte hinweg ein Erosions-Akkumulations-Gleichgewicht einstellen konnte: Durch fortgesetzte Wiederholung erosiver und akkumulativer Phasen im jährlichen Wasserstandsverlauf kam es zu einer Korngrößensortierung, wie sie für Litoralsedimente typisch ist; die mittlere Korngröße stand mit der Transportkraft der im randlichen Schilfbereich auslaufenden Welle im Gleichgewicht. Nach dem Absterben des seewärtigen Schilfstreifens fiel dessen Beitrag zur Wellenenergiestreuung fort, so daß Feinmaterial ausgewaschen und abtransportiert werden konnte. Durch flächenhafte Erosion entstand eine flache Brandungskehle, bis sich ein neues Gleichgewicht eingestellt hatte (Abb. 7).

Da der Sedimenttransport überwiegend zwischen Ufer- und Brecherlinie (am Untersee: Haldenlinie) erfolgt (IP-PEN 1966, PTAK 1986), wurde ein großer Teil der erodierten Sedimente im verbliebenen Schilfgürtel abgelagert. Noch heute liegen große Kalkschlammبانک im Röhrichtgürtel vor Horn und Gundholzen, am Reichenauer Damm und am Nordufer der Insel Reichenau. Die Stratigraphie der Ablagerungen und des Rhizomkörpers belegen diese Vorgänge. 1981 konnte eine Kalkschlamm-aufspülung durch einen Nordoststurm direkt verfolgt werden; auch hier war die Entblößung des Sediments, in diesem Falle durch Schilfschnitt, ursächlich mitbeteiligt. Der Bestandsrückgang 1965 bis 1967 bedeutete nicht nur eine laterale, sondern auch eine vertikale Verschiebung der seewärtigen Schilfgrenze von etwa 275 bis 300 auf 325 bis 350 cm Pegel Radolfzell. Damit rückte die seewärtige Bestandsgrenze in einen Bereich, in dem die Aufenthaltshäufigkeit des Wasserstandes im Herbst, also zur Zeit der höchsten Windtätigkeit, maximal ist. Nach 1967 trat also wesentlich häufiger als vor 1965 die Situation ein, daß sich windinduzierte Wellen im Bereich der seewärtigen Schilffront brachen und hier große Translationsenergien freisetzen (Abb. 7). Mitgeführte Makrophytenwatten wurden in kompakter Form und mit vergleichsweise hoher Beschleunigung gegen die Halme gedrückt, anstatt wie früher in locker suspendierter Form zwischen den Halmen durchzuwandern. Dadurch, daß sich die Wellen nach 1965 bis 1967 häufiger im Bereich der seewärtigen Bestandsgrenze brachen, andererseits die (lebenden) Schilfrhizome einer Flächenerosion entgegenwirkten, kam es zur Ausbildung von Kliffkanten von 10 bis 30 cm Sprunghöhe. Die Bodenreibungsverluste der Wellen wurden herabgesetzt, so daß sie mit noch höherer Energie auf die kleine Kliffkante trafen. Durch die plötzliche Verringerung der Wassertiefe werden die kritischen Bedingungen des Wellenbrechens (vgl. BINZ 1980, PTAK 1986: 28) genau im Bereich der Schilffront überschritten. Bei höheren und steileren Kliffkanten könnte es sogar zur Ausbildung partiell stehender Wellen kommen, die unter ihren Schwingungsknoten erhebliche horizontale Strö-

mungsgeschwindigkeiten entwickeln und somit Erosion und Sedimenttransport vor der Schilffront verstärken. Die Stärke der Klifferosion wurde zwischen 1981 und 1983 kartiert: Danach wurden an 28 % der gesamten schilfbedeckten Uferstrecke (31,2 km) mittelstarke und auf 1,5 km Länge (= 4,8 %) sehr starke Schäden beobachtet; Kliffs mittlerer Höhe kommen dabei sowohl an luv-, als auch an leeseitigen Ufern vor. Vielfach sind ihnen erodierte Stoppelfelder vorgelagert; dies kann als Beweis dafür angesehen werden, daß es an den betreffenden Stellen vor dem Schilfrückgang weder flächige noch Klifferosion gegeben hat.

Die zwischen 1967 und 1978 stark zunehmende Bedeckung des Litorals mit Unterwasserpflanzen (LANG 1981) dürfte ebenfalls zur Belastungsverstärkung beigetragen haben (vgl. H 2). Noch heute sind mechanische Faktoren wesentlich für die Regulation der seewärtigen Bestandsgrenze verantwortlich (vgl. HIRSCHER 1987 u. DIENST & STARK 1988).

4. Diskussion

Mit Hilfe der planimetrischen Luftbildauswertung konnte die räumliche und zeitliche Verteilung des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee differenziert untersucht werden. Danach ergibt sich folgendes Bild: Die Seeufer-röhrichte erreichten um 1950 ihre Maximalausdehnung; zwischen 1954 und etwa 1983 fand ein Rückgang statt, der zu einer Fehlbestandsfläche von rd. 88 ha führte. Seit 1983 breiten sich die Schilfbestände wieder in Richtung See aus (DIENST 1986, DIENST & STARK 1988). Das Rückgangsgeschehen läßt sich in vier Phasen gliedern (Tab. 2):

1954–1965: geringe jährliche Verluste der seewärtigen Bestände (ca. $500 \text{ m}^2/\text{Ufer-km} \cdot \text{Jahr}$); hohe Verluste an landwärtigem Schilf,

1965–1967: sehr hohe Verluste (ca. $4000\text{--}5000 \text{ m}^2/\text{Ufer-km} \cdot \text{Jahr}$) an seewärtigem Röhricht,

1967–1978: geringer Rückgang von etwa $250 \text{ m}^2/\text{Ufer-km} \cdot \text{Jahr}$; geringe landwärtige Verluste,

1978–1983: Verluste von mindestens 3 ha seewärtigen Röhrichts, überwiegend als Folge von Schilfschnitt (entspricht etwa $600 \text{ m}^2/\text{Ufer-km} \cdot \text{Jahr}$),

Räumlich gesehen besitzt die Gesamt-Fehlbestandsfläche Schwerpunkte in den äußeren landwärtigen und in den äußeren seewärtigen Beständen (Tab. 1), für die jeweils zwei verschiedene Faktorkomplexe verantwortlich zu machen sind. Im übrigen sind alle Seeteile des Untersees in etwa gleichem Maße betroffen.

Landwärtiger Rückgang:

Nach Ausweis der Luftbilder wurden die landwärtigen Flächenverluste im wesentlichen durch Überbauungen, Aufschüttungen usw. verursacht (Tab. 2). Der größte Teil hiervon fiel in den Zeitraum 1954 bis 1967. Da die Verluste auf einer bewußt herbeigeführten Vernichtung des Röhrichts beruhen, sind sie eher von politischem als von wissenschaftlichem Interesse.

Tabelle 2. Röhrichtverluste und ihre Ursachen; dargestellt ist die prozentuale Größe der Flächenverluste 100% = 88 ha 1954 bis 1983) und die wichtigsten Ursachen.

	1954–1965	1965–1967	1967–1972	1972–1978	1978–1983
Landwärtige Röhrichte	41 %		9 %		0 % ?
	Aufschüttungen, Überbauungen		Aufschüttungen, Überbauungen		
Seewärtige Röhrichte	11 %	26 %	5 %	5 %	3 %
	?	Hochwasser im Juni 1965, Stürme am 16./17. u. 30. Juni 1965 Hagelschlag am 26. Juni 1965	Schwächung der Bestände als Folge der Ereignisse von 1965 Kliff- und Flächenerosion erhöhte Belastung durch Treibgut (z. B. Unterwasserpflanzen-Anschwemmungen)		Schilfschnitt Schilfbrand

Seewärtiger Rückgang:

Größere Aufmerksamkeit gilt den Faktoren, die zu den seewärtigen Bestandsverlusten geführt haben. Insgesamt wurden 9 Absterbehypothesen überprüft, von denen nur wenige das zeitliche und räumliche Muster des Schilfrückgangs erklären können (Tab. 2). Die Hypothesen H 5, H 6 und H 7 müssen aus grundsätzlichen Erwägungen heraus abgelehnt werden; sie können zu keiner Phase den Schilfrückgang erklären. Darüber hinaus sind ihre wichtigsten Voraussetzungen am Bodensee-Untersee nicht gegeben.

Die Ursachen des Rückgangs 1954 bis 1965 sind kaum belegt, so daß gegenwärtig offenbleiben muß, welchen Faktoren eine herausragende Bedeutung zukommt. Für Änderungen in der Wind- und Wellenbelastung (H 2) gegenüber der Zeit vor 1954 bestehen ebensowenig Anhaltspunkte wie für eine erhöhte Treibgutbelastung (H 3). Auch eine toxische Belastung durch Fadenalgen dürfte als Ursache ausscheiden, wenn man bedenkt, daß die ersten Massenentwicklungen zwar schon im 1960 beobachtet wurden (MATTERN 1970), zunächst aber noch nicht das Ausmaß späterer Jahre erreichten. Auch hydrologische und meteorologische Faktoren erklären das Phänomen nicht: Die Periode 1956 bis 1964 war, insbesondere was die Wasserstände im Juni anging, eine Niedrigwasserperiode. Allein das Jahr 1955 hatte während der ersten drei Maiwochen überdurchschnittlich hohe Wasserstände; extreme Windereignisse wie im Jahre 1965 fehlten jedoch.

Auch für das Rückgangsgeschehen 1965 bis 1967 lassen sich einige Faktoren von vornherein ausschließen: So ist es kaum denkbar, daß toxische Algenabbauprodukte (H 8) in nur 3 Jahren rd. 20 ha Schilf vernichten konnten, zumal etwaige Toxine, wie SCHRODER (1987) annimmt, mehrere Jahre benötigen, um in den Wurzelbereich der Schilfpflanzen vorzudringen. Im Falle einer „Vergiftung“ wären bestandsstrukturelle Veränderungen der Röhrichte (Verringerung der Halmdichte, Kümmerwuchs, frühzeitige Seneszens o. ä.) zu erwarten gewesen, ähnlich wie dies beim Rückgang des Schlickgrases *Spartina townsendii* GROV. bzw. *S. alterniflora*

LOISEL beobachtet wurde (GOODMAN & al. 1959, MENDELSSOHN & MCKEE 1982). Statt dessen starben die seewärtigen Röhrichte am Untersee vollständig ab. Gegen die Beteiligung von Fadenalgenwattenanschwemmungen am Rückgangsgeschehen spricht auch die Tatsache, daß während des Häufigkeitsmaximums der Algen um 1975 der Schilfrückgang vergleichsweise gering war. Ebenso ist es undenkbar, daß Erosionsvorgänge (H 4) in dem kurzen Zeitraum die Schilffront um mehrere Meter zurückdrängen konnten, abgesehen davon, daß ein statistischer Zusammenhang zwischen Erosionsstärke und Fehlbestandsfläche nicht gefunden werden konnte. Hingegen konnte anhand von Augenzeugenberichten, Bilddokumenten und Modellrechnungen gezeigt werden, daß die hydrologischen und meteorologischen Ereignisse vor allem des Jahres 1965 (H 9) erhebliche negative Auswirkungen auf die seewärtigen Röhrichte gehabt haben müssen. Der ungewöhnliche hohe und frühe Hochwasserstand dürfte zeitweise bis zu 75 % der seewärtigen (d. h. der am weitesten unter dem Mittelwasser stockenden) Halme überschwemmt haben. Die Auswirkungen von Überschwemmung auf *Phragmites australis* sind in der Literatur gut belegt (HURLIMANN 1951: 97, RODEWALD-RUDESCU 1958: 309, SCHWILCH 1963, RUDESCU 1965: 88–89, RODEWALD-RUDESCU 1974: 113–114). Bei nur teilweiser Überflutung verlieren die Halme einen großen Teil ihrer Blätter, versuchen im übrigen aber, durch beschleunigtes Streckungswachstum der oberen Internodien dem steigenden Wasserspiegel zu entkommen; dadurch wird allerdings die Ausbildung des Sklerenchymgewebes verringert, so daß die Halme im Herbst anfälliger gegenüber mechanischen Belastungen sind. Bei völliger Überflutung kommt die Photosynthese der Blätter weitgehend zum Stillstand (RODEWALD-RUDESCU 1974: 81), so daß der Sauerstofftransport in die Rhizome teilweise unterbunden wird. Aber gerade während der Wachstumsphase der Schilfhalme (Ende April bis etwa Anfang Juli) benötigen die Rhizome den atmosphärischen Sauerstoff, da nur ein aerober Stoffwechsel die benötigten Energiemengen zur Synthese von Transportmolekülen und Halmgewebe bereitstellen

kann (STEINMANN & BRÄNDLE 1984, BRÄNDLE 1985).

Gleichwohl kann man davon ausgehen, daß die Schädigung durch das Hochwasser allein nicht zu solch katastrophalen Bestandsausfällen geführt hätte, wären nicht Starkwinde und Stürme hinzugekommen. Verglichen mit normalen Herbststürmen dürfte sich die sommerliche Windbelastung des Jahres 1965 wegen des hohen Wasserstandes und wegen der starken Treibgutführung weitaus schädlicher auf die tief im Wasser stehenden Seeuferhörrichte ausgewirkt haben.

Ein Augenzeuge (MÜLLERZELL 1968: 44–45) schreibt dazu: „Auch Hochwasser schadet dem Schilf. So war im Jahre 1965 mit seinem außergewöhnlichen Wasserstand . . . zu beobachten, daß das Schilf nur spärlich zur Oberfläche durchstoßen und nur wenig widerstandsfähige Halme entwickeln konnte. Im hohen Wasserstand war das Schilf verkümmert, es fehlte ihm die Kraft, Blüten zu treiben, der Wind hat es gar schnell zerbrochen.“ Von zumindest lokaler Bedeutung ist der Hagelschlag am 26. Juni gewesen. Die Wirkung von Hagelschlägen auf Schilfbestände konnte am 14. Juli 1982 verfolgt werden: Die Spitzen der Junghalme waren auf einer Länge von etwa 0,5 bis 1 m abgeknickt, die Blätter zerfetzt. Im Bereich der Hagelstraße waren etwa 95 % aller Halme entsprechend stark in Mitteleinschaffung gezogen. Da der Wasserstand jedoch nicht ungewöhnlich hoch war, kam es in den Jahren nach 1982 zu keinen auffälligen Bestandsverlusten. Anders jedoch 1965: Als hier die wenigen noch über den Wasserspiegel aufragenden Halmspitzen und Blätter zerstört waren, dürfte es in den betroffenen Beständen zur Anaerobiose der Rhizome und schließlich zum Absterben der Bestände gekommen sein. Betroffen waren wahrscheinlich die leeseitigen Bestände vor Horn und vor Mittelzell sowie die luvseitigen Hörrichte bei Hegne.

Das Zusammentreffen von drei nachweislich schweren Schädigungsfaktoren in der Zeit von Mitte bis Ende Juni 1965 erklärt den Umfang des Hörrichtrückgangs der Jahre 1965 bis 1967. Demgegenüber treten Witterungs- und Fröhsommerhochwässer der Jahre 1966 und 1967 als eigentliche Ursachen zurück. Sie haben aber die Schäden an den bereits stark in Mitteleinschaffung gezogenen Seeuferbeständen verstärkt. Vor dem Hintergrund der Geländebeobachtungen in den Jahren 1978 bis 1983 darf angenommen werden, daß die Ereignisse der Jahre 1966 bis 1967 normalwüchsigen Schilfbeständen nicht wesentlich geschadet hätten.

Der Schilfrückgang der Periode 1967 bis 1978 kann durch die Ereignisse der Jahre 1965 bis 1967 allein noch nicht erklärt werden, selbst wenn man unterstellt, daß ein großer Teil der Bestände subletal geschädigt war und eine entsprechende Zeit brauchte, um sich zu erholen, die Reservestoffvorräte in den Speicherrhizomen aufzufüllen, nachteilige Bestandsstrukturveränderungen (z. B. Sekundärprobaustrieb) auszugleichen und wieder in Richtung See vorzuwachsen. Andere Faktoren dürften hinzugetreten sein, so daß eine see-wärtige Ausbreitung erst Anfang der 80er Jahre beobachtet wurde. So hat sich das Unterwasserpflanzenauf-

kommen im Litoral in jener Zeit vervielfacht (LANG 1981), womit sich die Treibgutbelastung der neu etablierten Schilffront erhöht haben dürfte. Daß toxische Effekte, ausgehend von Fadenalgenwatten, zusätzlich eine Rolle gespielt haben, ist unwahrscheinlich. Unklar ist, ob sich die Fadenalgen nicht auch in den aufgelockerten Schilfbeständen angesiedelt haben, um bei herbstlich sinkendem Wasserspiegel die schwächeren Halme umzuknicken. Solche Vorgänge konnten am Unterseeufer auf geschnittenen Schilfflächen beobachtet werden. Dagegen kann davon ausgegangen werden, daß leichte Formen der Kliff- und der Flächenerosion auf den Schilfrückgang der 60er Jahre zurückgehen und sich hernach hemmend auf die Schilfausbreitung ausgewirkt haben. Das Erscheinungsbild des Rückgangs zwischen 1967 und 1978 erlaubt keine klare Hervorhebung nur eines Faktors; vermutlich sind sie alle in vergleichbarem Maße am Rückgang beteiligt. Die Faktoren werden in der Hypothese H10 zusammengefaßt.

Die hier geschilderten Faktoren können jedoch das Schilfsterben nicht vollständig erklären: So kam es noch zu Anfang der 80er Jahre in 56 seewärtigen Hörrichten zu „Einzelhalmauflösungen“, d. h. zu einer gleichmäßigen Verringerung der Halmdichte bis hin zum fast völligen Verschwinden der Bestände. Da aber insgesamt nur etwa 0,5 ha Schilffläche davon betroffen sind, wurde den Ursachen nicht eigens nachgegangen.

5. Ausblick: Ein neues Schilfpflege-Konzept

Die bisherigen Schilfpflegemaßnahmen am Untersee (Winterschnitt, Brand) stützten sich auf die Annahme, daß die Eutrophierung, insbesondere die Verschlammlung, die Nährstoffüberlastung, sowie anaerobe Abbauprozesse für das Schilfsterben verantwortlich sind (SCHRODER 1979). Obschon sich die Pflegeversuche negativ auswirkten (OSTENDORP 1987), wurde der Winterschnitt erneut als Maßnahme zur Beseitigung algenbürtiger Giftstoffe gefordert (SCHRODER 1987).

Die hier erarbeiteten Ergebnisse machen jedoch ein Überdenken des bisherigen Pflegekonzepts erforderlich. Da die hydrologischen und meteorologischen Faktoren der Jahre 1965 bis 1967 von nur einmaliger, wenn auch nachhaltiger Wirkung waren, darf man annehmen, daß die seewärtigen Bestände im Laufe der Zeit ihr ursprüngliches Areal zurückerobern. Tatsächlich dringt seit spätestens 1984 das Schilf an vielen Uferabschnitten wieder gegen den See vor (DIENST 1986). Dabei wird die Vorstoßgeschwindigkeit offenbar durch die Größe der mechanischen Belastung der Schilffront bestimmt (HIRSCHER 1987, DIENST & STARK 1988). Allerdings schreitet die Wiederbesiedlung sehr langsam voran. Darüber hinaus ist fraglich, ob die Bestände je wieder die alte Arealgröße erreichen werden, da sie heute stärker als vor 1965 durch Erosion und Treibgutanschwemmungen belastet werden. Schilfschutzmaßnahmen sollten also zum Ziel haben, den Ausbreitungsvorgang

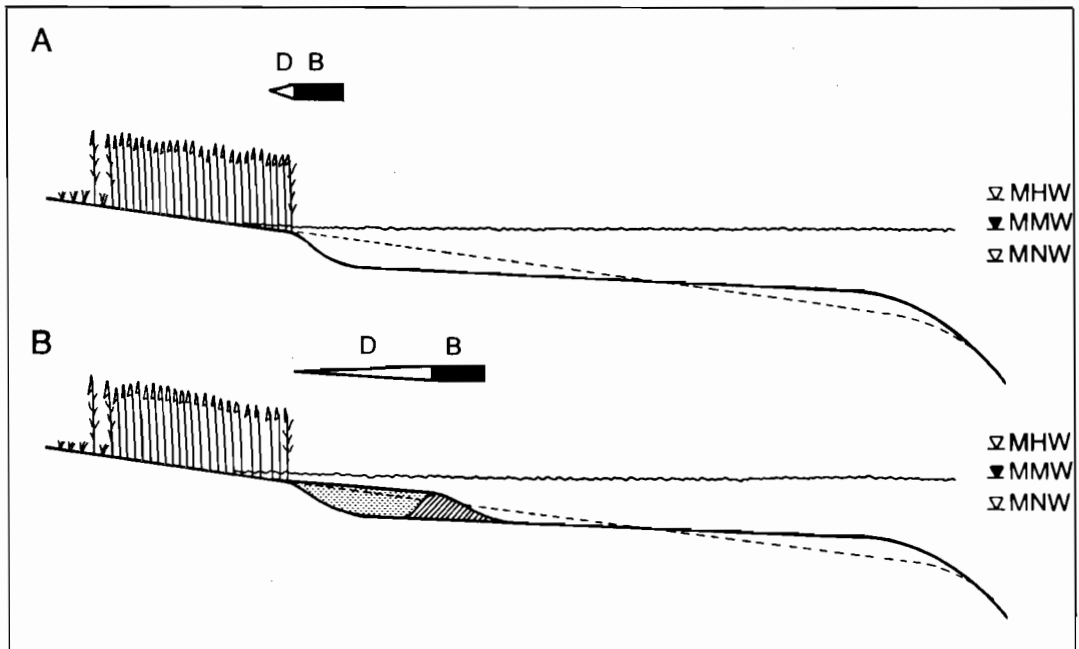


Abbildung 8. Schema des Röhrichtschutzes durch Wackendamm und Spülfläche: A – Uferprofil vor, B – Uferprofil nach der Renaturierungsmaßnahme; gestrichelt – ursprüngliches Uferprofil vor der Erosion; punktiert – Spülfläche, schraffiert – Wackendamm, B – Wellenbrecherzone, D – Zone der Energiedissipation, MHW, MMW, MNW – mittlerer jährlicher Hoch-, Mittel-, Niedrigwasserstand.

punktuell zu unterstützen und zu beschleunigen, indem sie mechanische Belastungen von den seewärtigen Röhrichten so gut es geht fernhalten. Eine mögliche Maßnahme ist in Abbildung 8 dargestellt: Die Kliff- und Flächenerosion wird durch Feinmaterial-Auftrag ausgeglichen. Das Feinmaterial wird seewärts durch einen Wackendamm stabilisiert. Die Vorschüttungen sorgen dafür, daß sich die Wellen häufiger im Bereich des Wackendamms brechen, wo sie keinen Schaden anrichten können. Nur ein relativ kleiner Anteil der Brecherenergie soll noch die Schilffront erreichen können. Die bisherige Kliffkante wirkt nun nicht mehr als Ausbreitungshindernis, so daß sich die Bestände seewärts ausdehnen können. Der Ausbreitungsprozeß kann je nach Situation durch Schilf-Neuanpflanzungen beschleunigt werden. Ähnliche Maßnahmen wurden bereits am Nordufer des Bodensee-Obersee durchgeführt. Vorläufige Ergebnisse (KRUMSCHEID 1988) bescheinigen ihnen auch am Untersee gute Erfolgsaussichten.

6. Literatur

- BANOUB, M. W. (1975): The effect of reeds on the water chemistry of Gnadensee (Bodensee). – Arch. Hydrobiol., **75**: 500–521; Stuttgart.
- BINZ, H. R. (1980): Der Schilfrückgang – ein Ingenieurproblem? – Jb. Verb. Schutz Landschaftsbild Zürichsee, **53**: 35–52.
- BLENCK, J. (1971): Die Insel Reichenau. Eine agrargeographische Untersuchung. – Heidelberger geogr. Arb., **33**: 347 S.; Heidelberg.
- BRÄNDLE, R. (1985): Kohlenhydratgehalt und Vitalität isolierter Rhizome von *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* und *Typha latifolia* nach mehrwöchigem O₂-Mangelstreß. – Flora, **177**: 317–321; Jena.
- BRUGGER, A. & STAHL, M. (1966): Der Bodensee im Luftbild. – 100 S.; Konstanz.
- DIENST, M. (1986): Zur Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee. – Natur und Landschaft, **61**: 137–139; Bonn-Bad Godesberg.
- DIENST, M. & STARK, H. (1988): Die Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee von 1984 bis 1987. – Natur und Mensch, **29**: 3–8; Schaffhausen.
- FREVERT, T. (1983): Hydrochemisches Grundpraktikum. – 215 S., UTB-Taschenbuch 1256; Basel.
- GAMBRELL, R. P. & PATRICK, W. H. (1978): Chemical and microbiological properties of anaerobic soils and sediments. – In: HOOK, D. D. & CRAWFORD, R. M. M.: Plant life in anaerobic environments: Ann Arbor, Michigan, USA.
- GOODMAN, P. J., BRAYBROOKS, E. M. & LAMBERT, J. M. (1959): Investigations into „die-back“ in *Spartina townsendii* agg. I. The present status of *Spartina townsendii* in Britain. – J. Ecol., **47**: 651–677; Oxford.
- GRÜNBERGER, M. (1978): Der Rückzug des Schilfröhrichts am thurgauischen Bodenseeufer. – Gutachten im Auftrag des Amtes für Raumplanung, Kt. Thurgau; Frauenfeld/Schweiz.
- HASLAM, S. M. (1970): Variation of population type in *Phragmites communis*. – Ann. Bot., **34**: 147–158; London.
- HIRSCHER, A. (1987): Dokumentation der Schilfbestandsentwicklung (Lipbach, Strandbad Friedrichshafen, Eriskircher Ried) Frühjahr – Herbst 1986. – Ber. f. d. Umweltschutzamt,

- Landratsamt Bodenseekreis, 37 S.; Friedrichshafen.
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. – Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz, **30**: 232 S.; Bern.
- IGKB, (1975): Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees. Stand 1974. – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, **16**: S. 33.
- IPPEN, A. T. (1966): Estuary and coastline hydrodynamics. – New York.
- JÜTTNER, F. & SCHRÖDER, R. (1982): Microbially derived volatile organic compounds in the recent sediment of the *Phragmites australis* bed of the Bodensee. – Arch. Hydrobiol., **94**: 172–181; Stuttgart.
- KIEFER, F. (1972): Naturkunde des Bodensees. – 2. Aufl., 169 S.; Lindau, Konstanz.
- KNORR, M. & KLATTE, O. J. (1963): Über den Gehalt des Schnees an anorganischem Phosphor, Stickstoffverbindungen, ferner an organischer Substanz, und seine hygienische Bedeutung für Luft und Wasser. – Arch. Hyg. Bakt., **147**: 94–107; München, Berlin.
- KRUMSCHEID, P. (1988): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee“. – Bericht 1988 f. d. Bundesministerium f. Umwelt u. Reaktorsicherheit; Konstanz.
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **32**: 437–574; Stuttgart.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodensee-Ufer in den letzten hundert Jahren. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee, **86**: 295–319; Friedrichshafen.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees. 1978 im Vergleich mit 1967. – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, **26**: 64 S.
- MATTERN, H. (1970): Beobachtungen über die Algenflora im Bereich des Bodensees (Überlinger See und Gnadensee). – Arch. Hydrobiol. Suppl., **37**: 1–163; Stuttgart.
- MENDELSSOHN, I. A. & MCKEE, K. L. (1982): Sublethal stresses controlling *Spartina alterniflora* productivity. – In: GOPAL, B. & al., Wetlands, Ecology and Management: 223–242. – Proc. 1st Int. Wetland Conf. 1980; New Delhi.
- MÜLLERZELL, W. (1968): Gedanken über Schilfwuchs und Ufermauern. – Naturschutz Oberschwaben-Hegau-Bodensee, **9**: 41–46.
- OSTENDORP, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. – Natur u. Landschaft, **62**: 99–102; Bonn-Bad Godesberg.
- OSTENDORP, W. (1988): Nährstoffkreisläufe und Nährstoffakkumulation in Seeufer-Schilfröhrichten – am Beispiel des Bodensee-Untersees. – Telma, **18**: 351–372; Hannover.
- OSTENDORP, W. (1989a): Schilfrückgang am Bodensee-Untersee. Ursachen, Gegenmaßnahmen. – Ber. d. Limnologischen Instituts der Universität Konstanz (im Druck).
- OSTENDORP, W. (1989b): „Die-back“ of reeds in Europe: A critical review of literature. – Aquatic Botany (im Druck).
- OSTENDORP, W. (1989c): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld? – Landschaftsentw. Umweltforsch. (Berlin) (im Druck).
- PTAK, T. (1986): Strömungsmechanische und konstruktive Aspekte der Sicherung erosionsgefährdeter Uferabschnitte am Bodensee. – Dipl.-Arb. Inst. f. Hydrologie u. Wasserwirtschaft, TU Karlsruhe, 117 S.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1958): Schilfrohr und Fischkultur im Donau-Delta. – Arch. Hydrobiol., **54**: 303–339; Stuttgart.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* TRIN. – Die Binnengewässer, **27**: 302 S.; Stuttgart.
- RUDESCU, L. (1965): Neue biologische Probleme bei den *Phragmites*-Kulturarbeiten im Donaudelta. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **30**: 80–111; Stuttgart.
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. – 11. Aufl., 442 S.; Stuttgart.
- SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung., **19**: 43–48; Budapest.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **76**: 53–99; Stuttgart.
- SCHWILCH, E. (1963): Landschaftspflegeplan Pfäffiker See. – Dipl. arb. Inst. f. Landespflege u. Landschaftsgestaltung, TH Hannover, 132 S.
- SIEGESSEGGGER, B. (1980): Bayerischer Bodensee-Uferplan. Grundsätze zum Schutz der Flachwasserzone des Bodensees. – Ber. Institut f. Seenforschung u. Fischereiwesen der LfU: 117 S.; Langenargen.
- SIEGESSEGGGER, B. (1985): Flachwasserzonen des Bodensees. – in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (HSG.): 10 Jahre LfU: 129–135; Karlsruhe.
- STEINLE, R. (1986): Untersuchungen zum Gesundheitszustand der Bäume und zum Stoffeintrag in naturnahe Waldökosysteme (Bannwälder) Baden-Württembergs. – Ber. d. Forstl. Versuchsanstalt Baden-Württemberg; 14 S.; Freiburg.
- STEINMANN, F. & BRÄNDLE, R. (1984): Auswirkungen von Halmverlusten auf den Kohlehydratstoffwechsel überfluteter Seebinsenrhizome (*Schoenoplectus lacustris*). – Flora, **175**: 295–299; Jena.
- WAIBEL, K. (1965): Die Witterung im Jahre 1965 im Hegau. – Hegau, **20**: 381–384; Singen.