

**Zeitschrift:** Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

**Herausgeber:** Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

**Band:** 101 (1989)

**Artikel:** Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug = Mechanical impacts on natural reed stands by wind, waves and drift

**Autor:** Binz-Reist, Hans-Rudolf

**Kapitel:** Teil I. Das Schilfrohr : Einführung und Problemstellung : der Schilfrückgang und weine bisher bekannten Ursachen

**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-308911>

#### Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

#### Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

#### Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 01.02.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

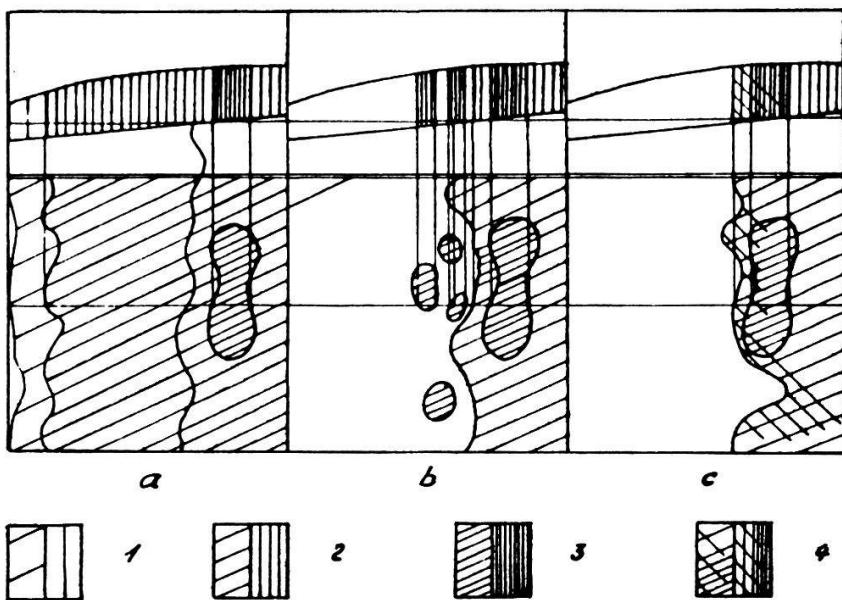
## 2. DER SCHILFRÜCKGANG UND SEINE BISHER BEKANNTEN URSACHEN

### 2.1. DIE ENTWICKLUNG DER SCHILFBESTÄNDE SEIT DER JAHRHUNDERTWENDE

Obwohl eingehende quantitative Studien über die Entwicklung der schweizerischen Schilfflächen seit dem 19. Jahrhundert weitgehend fehlen, muß ein genereller Rückgang seit der letzten Jahrhundertwende angenommen werden. So bilanziert beispielsweise BURNAND (1980) für den Zürichsee (Zürcher Seegemeinden ohne Stadt) eine geschätzte Reduktion der Bestände von über 90 ha im Jahre 1850 auf 16 ha im Jahre 1930 und auf ganze 5,14 ha um 1979, wovon noch 2,6 ha vor natürlichen Uferpartien stehen.

An andern Seen sind vorerst die negativen menschlichen Einwirkungen nicht derart überwiegend, es kann angenommen werden, daß an vielen Stellen sich das Schilf sogar noch ausbreitete, sei es im Gefolge von Seespiegelabsenkungen, sei es dank der zunächst das Schilfwachstum begünstigenden, beginnenden Eutrophierung (HÜRLIMANN 1951). Für den Bodensee-Untersee berichtet BAUMANN (1911) von einer Ausbreitung der Bestände auf Alluvionen und auch GRÜNING (1975) nimmt an, daß der von ihm untersuchte Schilfbestand bei Altenrhein am Bodensee-Obersee um 1926 seine Maximalausdehnung erreicht hatte. GAMS (1942) erwähnt, den Bodensee betreffend, das Beispiel Eberhardt von ZEPPELINS, nach welchem Rohrwiesen bei Friedrichshafen von 1824 bis 1902 um 120 m seewärts vorgerückt sind. Nach der Seespiegelabsenkung durch die erste Juragewässerkorrektion um 1880 vermochte das Schilf namentlich am Neuenburgersee größere Flächen neu zu besiedeln, nämlich dort, wo dem alten Ufer eine ausgedehnte, flache Uferbank vorgelagert war.

Nach dem zweiten Weltkrieg nahm der Schilfrückgang an allen größeren und vielen mittleren bis kleineren Seen alarmierende Ausmaße an. Schon 1951 stellte HÜRLIMANN fest, "daß in der Gegenwart und infolge der Einwirkungen des Menschen ungünstig wirkende Einflüsse ... überwiegen, so daß in der Bestandesentwicklung rückläufige Tendenzen gegenüber progressiven überwiegen." Aus HÜRLIMANNS vorsichtiger Formulierung geht hervor, daß anfangs der Fünfzigerjahre der Schilfrückgang noch sehr langsam vor sich ging. In den Sechziger- und Siebzigerjahren sollte sich das gründlich ändern: KLÖTZLI und ZÜST (1973b) berichten, daß von 80 km Schilfgürtel (verteilt auf 370 km Schweizer Seeufer) nur



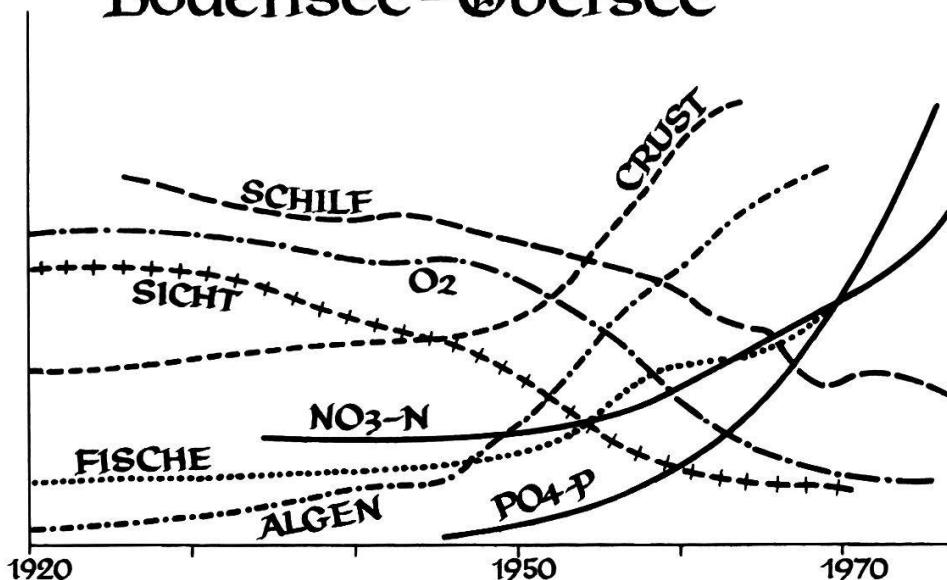
**Fig. 2.1.** Erscheinungsformen von Schilfbeständen, schematisch, Aufriß und Grundriß (aus KLÖTZLI und GRÜNING 1976).

- a Normalschilf
  - b Schwanenschilf: Durch Wasservögel und Eutrophierung (direkt durch Algen und Treibgut) in einzelne dichte Horste aufgelöster Bestand
  - c Ausschlagschilf: Durch Treibzeug und Wellengang geknickter und z.T. wieder ausgeschlagener Bestand
- Horizontale Linie in den Aufrißskizzen: mittlerer Sommerwasserstand  
 Durchgehende Wellenlinie: Wasserlinie bei mittlerem Sommerwasserstand
- 1 geringe Dichte, einzelne Halme, meist  $5 - 10/m^2$
  - 2 normale Dichte, meist um  $20 - 60/m^2$  (vgl. auch HÜRLIMANN 1951)
  - 3 hohe Dichte, lokal oder in Schwanenschilf, meist um  $60 - >100/m^2$
  - 4 starke Verfilzung durch Knickung und Tochterprossenbildung.

noch ca. 35 km normal zoniert waren (Fig. 2.1.). Nach KLÖTZLI (1980) waren Ende der Siebzigerjahre noch etwa 3,5% der früheren Röhrichte unversehrt und noch 10% in "gutem Zustand". Für den Bodensee-Obersee hat GRÜNING (1975, 1980) die zeitliche Entwicklung grafisch dargestellt, der stärkste Rückgang war Ende der Sechzigerjahre zu verzeichnen (Fig. 2.2.). Wenn vielerorts in jüngster Zeit die Geschwindigkeit des Schilfrückgangs wieder abnahm, so dürfte dies weniger die Frucht einer Gesundung der Gewässer sein, als ganz einfach eine Folge der Tatsache, daß das Schilf von einem Standort eben nur einmal verschwinden kann...

Dem Laien mag vielleicht der Rückgang der Schilfbestände nicht so augenfällig ins Bewußtsein gedrungen sein, da bei vielen Schilfgürteln die Tiefe nicht oder nur wenig abnahm: Wohl verschwand auf der Seeseite das (echte) Röhricht, "günstigere" Nährstoffverhältnisse ermöglichten andererseits dem Schilf eine

## Bodensee-Obersee



**Fig. 2.2.** Vergleich zwischen der Entwicklung einiger Eutrophierungskriterien und dem Schilfrückgang (nach LEHN 1972, stark verändert und ergänzt, aus GRÜNING 1980).

PO<sub>4</sub>-P: Phosphat-Phosphor-Konzentration

NO<sub>3</sub>-N: Nitrat-Stickstoff-Konzentration

Algen: Konzentration der Zellen der Planktonalgen in der Wassertiefe von 0+10 m

Crust: Planktonkrebschen unter 1 dm<sup>2</sup> Wasserfläche

Fische: Fischereierträge des gesamten Bodensees

O<sub>2</sub>: Restsauerstoffgehalt in der größten Tiefe

Sicht: Sichttiefe, mit Secci-Scheiben gemessen

Schilf: Fläche des Schilfbestandes bei Altenrhein

Ausbreitung landwärts, auf Kosten der Großseggenrieder (KLÖTZLI 1967, KLÖTZLI und ZÜST 1973b, KLÖTZLI und GRÜNING 1976). Dieses höher gelegene "Pseudoröhricht" ist hier "standortsfremd" und zudem meist mit Brennesseln, Rohrglanzgras usw. vermischt.

Warnende Stimmen waren bereits verhältnismäßig früh zu hören (GRÜNING 1980): 1915 beklagte der Fischereiexperte FEHLMANN in einem Gutachten den Rückgang der Ufervegetation am Zürichsee; im "Jahrbuch vom Zürichsee" 1934 bezeichnete BROCKMANN-JEROSCH die damaligen Schilfbestände als ungenügend; auf die Beobachtungen von HÜRLIMANN (1951) haben wir bereits wiederholt hingewiesen; Zerfallserscheinungen in den Röhrichten beschrieb AMMANN (1964), bereits 1942 hatte derselbe Autor die Algenwattenbildung im Zürichsee und deren nachteilige Auswirkungen auf das Schilf beschrieben (AMMANN 1942).

Gegenmaßnahmen der Behörden blieben nicht aus: z.B. verbot 1943 der Regie-

rungsrat des Kantons Zürich das Befahren, Betreten und Beschädigen des Schilfes im Zürichsee, 1962 wurde das Verbot auf die gesamte natürliche Ufervegetation ausgedehnt. Landesweit von Bedeutung war das Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz, welches am 1. Juli 1966 in Kraft trat und im Art. 21 festhält: "Die Ufervegetation (wie Schilf- und Binsenbestände usw.) der öffentlichen Gewässer darf weder gerodet noch überschüttet noch auf andere Weise zum Absterben gebracht werden." Allerdings konnte trotzdem die Stadt Zürich noch 1970 ihren letzten größeren Schilfbestand zu Gunsten eines Parkplatzes (!) vernichten (THOMAS 1972).

Der alarmierende Schilfrückgang rief die Forscher auf den Plan. An verschiedenen Gewässern wurden die Verhältnisse genauer studiert. Neben den schon weiter oben erwähnten Autoren waren dies AMMANN-MOSER (1975) für den Bielersee, GRÜNBERGER (1978) für den thurgauischen Teil des Bodensees, SCHANZ (1980) für den Zürichsee, KLÖTZLI und GRÜNING (1976) für den Umersee und den Léman, LACHAVANNE et al. (1974, 1975, 1976), KLÖTZLI (1975), BRUSCHIN und KLÖTZLI (1977), MORET (1978, 1979, 1980, 1981, 1982) für das Rhonedelta im Léman (Les Grangettes), SCHRÖDER (1976, 1979, 1987) und OSTENDORP (1983) für den Bodensee-Untersee, STÜSSI (1978) für den Thunersee, WILDI (1976) und SCHMID (1980) für den Greifensee sowie WILDI (1976) für den Neuenburgersee, Hallwilersee, Zürichsee (Frauenwinkel), Pfäffikersee, Alpnachersee u.a.m. Etwas anders gelagert sind die Probleme an einem Kleingewässer wie z.B. einem Altarm der Aare in der Elfenau bei Bern (REBER o.J.).

Die Erscheinung des Schilfsterbens ist nicht nur auf die Schweizerseen beschränkt: Wohl am eingehendsten untersucht wurden die Berliner Havelseen (SUKOPP 1963, 1971, 1973; SUKOPP und KUNICK 1968, SUKOPP und MARKSTEIN 1981, SUKOPP et al. 1975). Für die Havel im Bezirk Zehlendorf wird ein Rückgang der Röhrichtfläche um 61% von 1962 bis 1977 mitgeteilt. Abgesehen vom Jahresgang der Wasserstände (Winterhochwasser und Sommerniedrigwasser) dürften die Bedingungen an den Havelseen ungefähr denen eines Schweizersees entsprechen. Über den Bodensee haben wir im Zusammenhang mit den Schweizerseen gesprochen.

In den britischen Norfolk Broads stellten BOORMAN und FULLER (1981) einen Rückgang der Schilfbestände von 121,5 ha auf 49,2 ha zwischen 1946 und 1977 fest, rund 60% sind also verschwunden. Die Norfolk Broads sind ein System von Flüßchen und künstlichen Seen, die meist weniger als 2 m tief sind.

Vor der Bedrohung und weiteren Zerstörung der Balaton-Uferzone (Plattensee, Ungarn) warnt KOVÁCS (1976).

Auch die DDR blieb vom Schilfsterben nicht verschont: JESCHKE (1976) spricht

von einem "teilweise katastrophalen Rückgang des Schilfes" am Gothensee auf der Insel Usedom seit 1974. PRIES (1984) bilanzierte für die uckermärkischen Seen eine Verringerung der Röhrichtfläche von 104 ha im Jahre 1965 auf ganze 13,4 ha noch intakten Röhrichts im Jahre 1982. 23,5 ha mußte er als vollständigen Ausfall verbuchen. Hier setzte der Rückgang mit voller Geschwindigkeit in den Jahren 1975-77 ein. Am Greifswalder Bodden sind dagegen nach KRISCH (1978) die Bestandesfluktuationen Ausdruck einer natürlichen Dynamik (Neubildung, Alterung, Lochbildung, Zerstörung). In diesem Zusammenhang mag noch erwähnt werden, daß auch am Bodensee vor dem allgemeinen Schilfrückgang eine offenbar natürliche Bestandesdynamik beobachtet wurde: SCHRÖTER und KIRCHNER (1896, 1902) beschreiben Uferstrecken, die starker Erosion durch den Wellenschlag unterworfen waren. GAMS (1942) berichtet von einer ihm gehörigen Uferpartie bei Wasserburg, wo von 1922-1932 ein Röhricht trotz vollständiger Schonung infolge der Ufererosion gänzlich verschwand. Über sich ausbreitende Bestände haben wir bereits zu Beginn dieses Abschnitts gesprochen. Daß mitunter auch die übermäßige Ausdehnung von Schilfbeständen (durch Gewässereutrophierung) zum Problem werden kann, zeigen u.a. die Arbeiten von BJÖRK (1972, 1974) über schwedische Seen.

Da das Schilf in verschiedenen Gebieten als Nutzpflanze dient (erinnert sei etwa an die Zellulosegewinnung im Donaudelta [RODEWALD-RUDESCU 1974] oder an die Erstbepflanzung von eben trockengelegten Poldern in den Niederlanden [VAN DER LINDEN 1980]), zog es unabhängig vom Schilfrückgang schon seit längerer Zeit das Interesse der Forschung auf sich, insbesondere auch im Rahmen des Internationalen Biologischen Programms (HEJNY 1973). Es ist deshalb naheliegend, daß auch dem Studium der Ursachen des Schilfrückganges zahlreiche Arbeiten gewidmet sind, die nicht alle hier aufgezählt werden können. In der Schweiz dürfte HÜRLIMANN (1951) der erste gewesen sein, der sich auch mit diesen Fragen beschäftigte. Nicht ganz zwanzig Jahre später folgten die umfangreichen Arbeiten des Geobotanischen Instituts an der ETH ZÜRICH (KLÖTZLI 1969, 1971; KLÖTZLI und ZÜST 1973a, b, KLÖTZLI 1974, KLÖTZLI und GRÜNIG 1976, BINZ und KLÖTZLI 1978), die teils vom Schweizerischen Nationalfonds, teils vom (damaligen) Eidg. Oberforstinspektorat (heute: Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz) finanziert wurden. Auch in vielen der weiter oben angeführten Arbeiten wird auf die Ursachen des Schilfrückgangs eingegangen, namentlich in den Untersuchungen über Les Grangettes (Rhonedelta). Auch die Studien von SCHRÖDER (1973, 1976, 1987) und OSTENDORP (1983, 1986, 1987) am deutschen Bodenseeufer müssen hier erwähnt werden. Mit wenigen Ausnahmen (OSTENDORP) wird in diesen Arbeiten die Gewässereutrophierung mit ihren mit-

telbaren und unmittelbaren Folgen als Hauptursache des Schilfsterbens bezeichnet. Dazu kommen noch die schädlichen Auswirkungen von Baggerungen in der Uferbank, Boots- und Schiffsverkehr, Vogelfraß und Erholungssuchende. Denselben Ursachenkomplex, wenn auch teilweise mit anderer Gewichtung, finden SUKOPP und seine Mitarbeiter (vgl. die oben aufgeführten Arbeiten dieser Autoren zu den Berliner Havelseen). Den Einfluß der Gewässereutrophierung behandeln eine ganze Reihe weiterer Arbeiten der TU Berlin (Auswahl): RAGHI-ATRI (1976, 1977, 1979), RAGHI-ATRI und BORNKAMM (1978, 1979, 1980), BORNKAMM und RAGHI-ATRI (1978, 1979), BORNKAMM et al. (1980). DINKA (1986) untersucht die Auswirkung der Nährstoffanreicherung auf das Schilf des Plattensees (Ungarn). Auch für PRIES (1984, 1985) ist die Gewässereutrophierung die Hauptursache des Schilfrückgangs an den uckermärkischen Seen, die übrigen Einflüsse (andere chemische Stoffe, mechanische Belastungen, Sommermahl, Fraßschäden durch Wasservögel, Nagetiere und Großvieh) wirken nachhaltig erst an dem durch die Überdüngung geschwächten Röhricht. Einer Nebenwirkung der Eutrophierung, der übermäßigen Algenbildung und den bei ihrer Zersetzung entstehenden phytotoxischen Stoffen widmen sich Untersuchungen von SCHRÖDER (1987), OSTENDORP (1981) sowie HENNING und KOHL (1981).

Etwas andere Verhältnisse herrschen in Großbritannien: BOORMAN und FULLER (1981) konnten für die Eutrophierung höchstens einen indirekten Einfluß geltend machen (bessere Zugänglichkeit des Schilfes für fressende Tiere wegen erhöhter Sedimentation, stärkere Anfälligkeit des Rhizomsystems im anaeroben Milieu auf Schäden durch abgebissene Halme). Maßgebend ist für sie in den Norfolk Broads der Fraß durch Biberratten (*Myocastor coypus Molina*) und verschiedene Vogelarten. Dagegen zieht GEORGE in einer persönlichen Mitteilung an BONHAM (1983) zusätzlich die veränderte Wasserqualität als Ursache für den Rückgang in Betracht. In den Kanälen ist auch die durch den Bootsverkehr verstärkte Erosion (BONHAM 1983, MURPHY und EATON 1983) maßgebend für das Verschwinden von Röhrichtbeständen.

Speziell mit den Auswirkungen von Tieren auf das Röhricht setzten sich HURTER (1972) und SCHIFFERLI (1978) (Blässhuhn, *Fulica atra*, am Sempachersee), STÜSSI (1978) (Blässhuhn am Thunersee) und KRAUSS (1979) (Blässhuhn und Bisamratte, *Ondata zibethicus*) auseinander. Während KRAUSS aus seinen Befunden keine Schadwirkung des Blässhuhns auf den Schilfbestand ableiten kann, kommt STÜSSI zum Schluß, daß die Blässhühner im Gwattlischenmoos (Thunersee) zum festgestellten Schilfrückgang beitrugen. KLÖTZLI (1971) sowie KLÖTZLI und GRÜNING (1976) weisen dem Einfluß der Wasservögel nur dann eine nachhaltige Bedeutung zu, wenn das Röhricht durch andere Faktoren bereits geschwächt ist.

Den Insekten- und Pilzbefall von Schilf untersuchten RAGHI-ATRI (1976: Mehlige Pflaumenlaus, *Hyalopterus pruni* Geoffr., 1976/77: Zweipunkt-Schilfeule, *Archana geminipunctata* Haw. und 1979: Brandpilz, *Ustilago grandis* Fries), KRISCH (1980) (*Lipara* Meigen) und DURSKA (1970) (verschiedene Pilz- und Insektenarten). DURSKA stellte mit Festigkeitsmessungen nach der Methode von SZCZEPANSKI (1970) (vgl. Teil III, Kap. 2.) eine reduzierte Festigkeit der befallenen Stengel fest, z.B. am vierten Internodium auf 68% (*Lipara rufitarsis*) bzw. 33% (*L. lucens*) der normalen Bruchfestigkeit. Nach PRIES (1985) ist ein verstärkter Befall des Schilfes durch Insekten und Pilze ebenfalls eine Folge der Eutrophierung.

Mechanische Faktoren (Wind, Wellen, Treibzeug) wurden von KLÖTZLI (1974) und LACHAVANNE et al. (1974, 1975, 1976) studiert (vgl. Teil II, Kap. 2.). Auch die vorliegende Arbeit und ein Vorbericht dazu (BINZ und KLÖTZLI 1978) sowie ein Aufsatz des Verfassers (BINZ 1980) wollen zum Verständnis der Wirkung mechanischer Faktoren beitragen.

Mögliche Schutzmaßnahmen für gefährdete Röhrichte werden im Teil IV dieser Arbeit behandelt.

Abschließend zu dieser Übersicht über die Entwicklung der Schilfbestände und der geleisteten Forschungsarbeiten möge man mit GRÜNING (1980) bedenken, "daß man das Verhalten des Schilfes durchaus als einen weiteren deutlichen Hinweis auf die durch den Menschen gestörten Lebensverhältnisse in- und außerhalb unserer Seen auffassen kann."

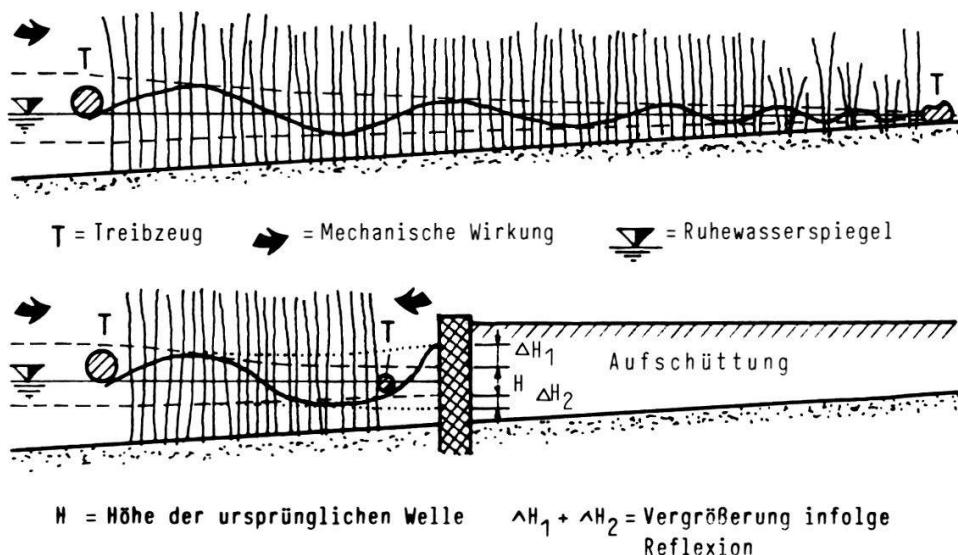
## 2.2. DIREKTE ZERSTÖRUNG, UFERMAUERN, BAGGERUNGEN

Bis etwa um 1950 ist die **direkte Zerstörung** die Hauptursache für den Schilfrückgang (HÜRLIMANN 1951, BURNAND 1980, GRÜNING 1980). Mit der dichter werdenden Besiedlung des Landes und der zunehmenden Bodenknappheit in den Städten seit etwa der Mitte des 19. Jahrhunderts mußte es naheliegen, Land verhältnismäßig billig durch Aufschüttungen auf der flachen Uferbank der Seen zu gewinnen. Solche Arbeiten wurden an den (noch) nicht regulierten Seen durch Jahre mit besonders tiefen Wasserständen sehr begünstigt. Geschahen solche Eingriffe zunächst mehr punktuell, meist in Form von in den See ragenden Rechtecken (sogenannte Haabe als Anlegestelle für Schiffe, aber auch Gärten verschiedener Funktion), so wurde nach 1850 die Uferlinie in größerem Maße und systematisch seewärts verschoben (BURNAND 1980). Im Zürichsee war schon um 1930 der größte Teil der Zürcher Ufer von einer Mauer gesäumt, die im Durchschnitt etwa 23 m, in der Stadt sogar 100 m vor der ursprünglichen Uferli-

nie stand: Man hatte dem See innert 80 Jahren etwa 100 ha Land abgerungen (BURNAND 1980). Diese überschütteten Flächen waren alle potentielle Röhrichtstandorte. An den anderen Schweizerseen dürfte die Entwicklung ähnlich, wenn auch z.T. weniger extrem verlaufen sein. Aufschüttungen für Straßenbauten, Hafenanlagen und Uferpromenaden werden auch heute noch vielerorts getätigt, wenn auch meist an Orten größerer Wassertiefe, wo zumindest heute kein Schilf (mehr) wächst.

Da der überwiegende Teil der Schilfbestände an unseren Seen heute durch negative Umwelteinflüsse mehr oder weniger stark geschwächt ist (vgl. Kap. 2.3.), führt das Anlegen von Trampelpfaden im Schilf durch Badende, Surfer, Jäger, Fischer usw. zu einer (schleichenden) Zerstörung wegen des besonders schädlichen Knickens von Halmen unter Wasser. Auf die Möglichkeit, daß solche Stellen beim Absterben der Rhizome zum Ausgangspunkt von Erosion (HÜRLIMANN 1951) werden können, wurde bereits in Kap. 1 hingewiesen.

Als **halbdirekte Zerstörung** muß man den Bau von **Ufermauern** bezeichnen, auch wenn davor noch ein Streifen Röhricht bestehen bleibt (Fig. 2.3.): Zumin-



**Fig. 2.3.** Einfluß einer Ufermauer (aus BINZ 1980)

- Oben: Im Naturzustand nehmen die Wellenhöhen innerhalb des Röhrichts allmählich ab (gestrichelte Linie ----). Treibzeug wird hinter dem Röhricht abgelagert.
- Unten: Die Mauer verhindert das Auslaufen der Wellen. Diese werden zurückgeworfen (reflektiert) und überlagern sich mit den neu ankommenden Wellen. Damit wird die gesamte Wellenhöhe größer (punktige Linie .....). Ebenso wird das Treibzeug durch die Mauer am Weitertransport gehindert und von den Wellen immer wieder auf das Schilf zurückgeworfen.

dest dann, wenn noch andere ungünstige Faktoren einwirken, vermag sich ein Schilfbestand vor einer Ufermauer auf die Dauer nicht zu halten, weil:

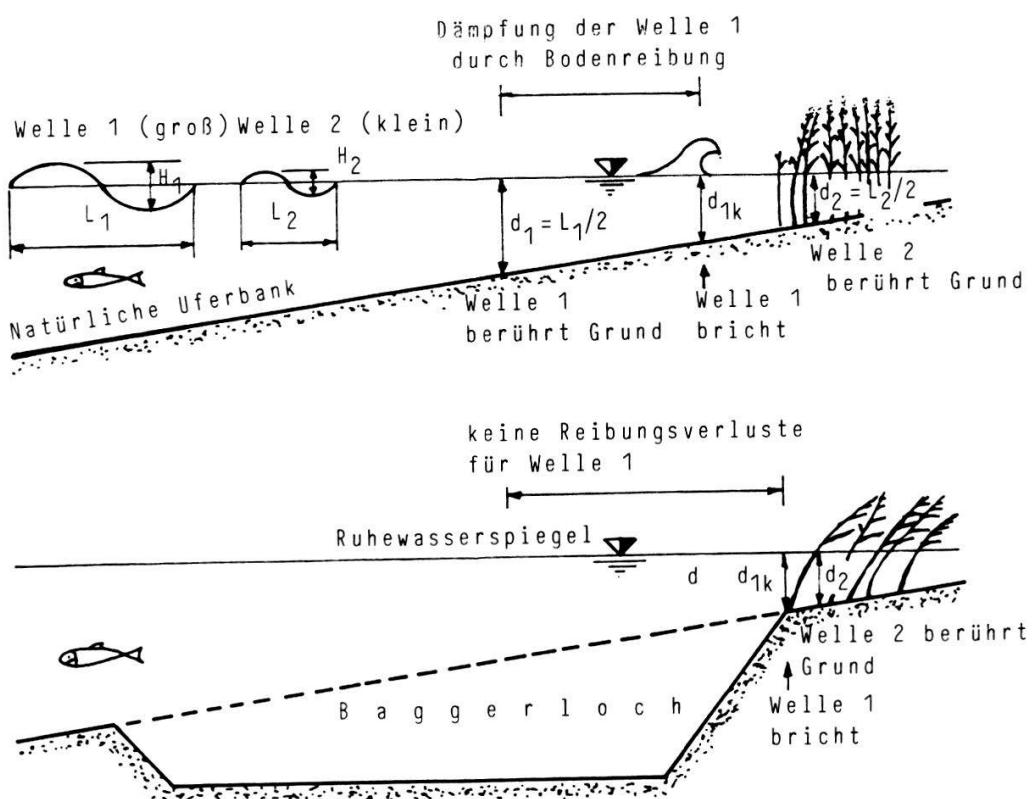
1. die auf das Ufer zulaufenden Wellen von der Mauer reflektiert werden; wegen der Überlagerung von ankommenden und reflektierten Wellen wird ihre Wirkung verstärkt, im ungünstigsten Fall kann sich eine stehende Welle mit doppelter Amplitude ausbilden;
2. die Mauer das unschädliche Ablagern des Treibgutes hinter dem Bestand verhindert; dieses schwimmt zwischen der Mauer und dem Bestand und wird bei Wellengang von hinten wieder auf diesen zurückgeworfen;
3. der nur noch schmale Schilfgürtel die Wellen nicht mehr in nennenswertem Maße zu dämpfen vermag (vgl. HÜRLIMANN 1951 und BINZ 1980).

**Baggerungen** sind in diesem Zusammenhang ebenfalls anzuführen, obwohl deren Auswirkungen eine differenzierte Betrachtung erfordern (BRUSCHIN 1975a, b, c; BRUSCHIN und KLÖTZLI 1977, BINZ 1980). Keiner weiteren Diskussion bedarf der Fall, wo Schilf auf dem abzubauenden Material wächst; nach dem Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (Art. 21) ist ein solcher Abbau allerdings verboten. Auf der anderen Seite sind dann keine weiteren Auswirkungen auf die Röhrichtbestände zu befürchten, wenn an einem Ort gebaggert wird, wo die Wassertiefe größer als die halbe Länge der "signifikanten" Wellen ist. Der Grund ist der, daß die durch die Wellen verursachte Bewegung der Wasserteilchen bis etwa in diese Tiefe merkbar ist (vgl. Teil II, Kap. 3.2.3.; zum Begriff "signifikante" Welle vgl. Kap. 3.2.1., zur Abschätzung der entsprechenden Größen Kap. 3.2.2.). Ferner müssen die Seitenwände der Grube stabil sein, d.h. sie müssen flacher als der natürliche Böschungswinkel (unter Wasser!) des Seegrundmaterials angelegt werden.

Da besonders auf größeren Seen die Wellen eine beträchtliche Länge erreichen (BRUSCHIN 1975 rechnet für den oberen Léman mit ungefähr 30 m langen Wellen; vgl. auch die Rechenbeispiele in Teil II, Kap. 3.2.2.2.), liegen die Baggerlöcher meist nicht außerhalb des Wirkungsbereichs der Wellen. Dies hat zweierlei Konsequenzen:

Erstens fällt die wellendämpfende Wirkung (Bodenreibung) der Uferbank weg, die auf das Röhricht treffenden Wellen sind somit größer, als es ohne Baggerung der Fall wäre (Fig. 2.4.). Bei bestimmten Verhältnissen zwischen Wellenlänge, Wassertiefe, Breite (in Laufrichtung der Wellen gemessen) und Tiefe des Baggerloches kann dieses zu einem Resonanzkörper werden und sodie darüberlaufenden Wellen noch zusätzlich verstärken (BRUSCHIN 1975b). Bei welchem Wert dieser Verhältnisse Resonanz eintritt, kann nicht generell gesagt werden, da außer den genannten Größen auch noch die Topographie des Ufers, die Form des

Baggerlochs und die Laufrichtung der Wellen eine Rolle spielen. Zur Abschätzung einer groben Größenordnung kann man davon ausgehen, daß eine Resonanz unter anderem dann entsteht, wenn sich im Baggerloch eine stehende Welle mit gleicher Periode wie die anlaufenden ausbildet. Dies ist (vereinfacht gesagt und ohne Berücksichtigung der übrigen Faktoren) dann der Fall, wenn die Breite der Baggergrube ungefähr gleich der halben Wellenlänge ist. BRUSCHIN (1975b) stellte denn auch in seinen Modellversuchen Resonanzerscheinungen bei einem Verhältnis Wellenlänge:Grubenbreite von 0,5 bis 0,7 fest, was aber nicht verallgemeinert werden darf. Besonders ungünstig wirkt eine Baggergrube, durch



**Fig. 2.4.** Wirkung einer Baggerung in der Uferbank (aus BINZ 1980).

Oben: Situation am Naturufer: Die Wellen bewegen das Wasser bis in die Tiefe  $d_1$  (große Welle) bzw.  $d_2$  (kleine Welle). Wo die Wassertiefe geringer ist, entsteht Reibung zwischen dem bewegten Wasser und dem Boden: Die Wellen verlieren einen Teil ihrer Energie. Bei der kritischen Tiefe  $d_{1k}$  bricht die Welle 1, hingegen wird für die Welle 2 die kritische Tiefe erst weiter hinten im Röhricht (außerhalb der Figur) erreicht. Bis dort aber wird die ohnehin schon kleinere Welle durch das Schilf auf ein unschädliches Maß verkleinert.

Unten: Das Baggerloch (nicht maßstäblich) hat auf die Welle 2 keinen Einfluß, da diese erst weiter hinten (wo das Wasser weniger tief als  $d_2$  ist) etwas vom Boden "spürt". Welle 1 dagegen erreicht völlig ungehindert den landseitigen Rand des Baggerlochs, wo dann aber die Wassertiefe für diese Welle fast plötzlich zu klein ist: Sie bricht. Allenfalls dort stehendes Röhricht wird extrem belastet.

welche die Brandungszone der Wellen in das Röhricht oder in dessen unmittelbare Nähe verschoben wird. Dies geschieht dann, wenn vor dem Schilfgürtel die Wassertiefe sehr rasch abnimmt und einen kritischen Wert von etwa 5/4 der Wellenhöhe unterschreitet (Fig. 2.4.; eine Zusammenstellung der Bruchkriterien für Wellen nach verschiedenen Autoren bringt z.B. BÜSCHING 1974).

Als zweite Konsequenz nennt BRUSCHIN (1975a, b, c) die Verhinderung der Refraktion (= Beugung der Wellen; vgl. Teil II, Kap. 3.2.2.2.). Dies hat zur Folge, daß Wellen, welche in einem schiefen Winkel gegen das Ufer laufen, mit fast dem gleichen Winkel auf das Ufer treffen. Dagegen nähert sich die Laufrichtung bei stetig abnehmender Wassertiefe immer mehr einer Senkrechten zur Uferlinie (genauer gesagt: zu den Höhenkurven der Uferbank). Treffen die Wellen nicht rechtwinklig auf das Ufer, so hat die Bewegung der Wasserteilchen am Boden auch eine Komponente parallel zum Ufer, was im seichten Wasser zu einer Verfrachtung von Sedimentmaterial längs des Ufers führt (sofern es genügend fein und nicht durch Pflanzenwurzeln gehalten ist), denn die Bewegung in Laufrichtung unter dem Wellenberg ist stärker als die rückläufige unter dem Wellental. Bei rechtwinklig auflaufenden Wellen führt dieser Umstand solange zu einer Anlandung, bis das Gefälle der Uferbank diesen Unterschied der Wasserbewegung in den beiden Richtungen gerade kompensiert (Gleichgewichtsgefälle). Parallel zum Ufer existiert jedoch kein Gefälle. Daraus folgt, daß die Verhinderung der Wellenrefraktion durch ein Baggerloch in der Regel den Sedimenttransport längs des Ufers verstärkt. Bei ungenügendem Nachschub (z.B. durch einen Zufluß oder Uferabtrag an einer anderen Stelle) wird dadurch die Erosion verstärkt bzw. ausgelöst. Andererseits betont BRUSCHIN (1975b), daß keine Sedimentverfrachtung vom Ufer in das Baggerloch festgestellt werden konnte.

Aus diesen Überlegungen folgt, daß das bloße Einstellen einer Baggerung dem Schilf unter Umständen noch keine Besserung bringt.

Es ist von Vorteil, ein Baggerloch gegen den See hin offen zu halten, um Resonanzerscheinungen zu verhindern (BRUSCHIN 1975b); die dämpfende Wirkung der Uferbank wird damit zwar noch mehr reduziert, der Unterschied ist aber nicht sehr groß, weil es sich ja um die "tiefe" Seite der Baggergrube handelt, wo die Reibung zwischen Boden und Wasser ohnehin noch nicht so stark ist. Liegt die Sohle der Baggergrube mehr als eine halbe Wellenlänge unter dem Wasserspiegel, so hat eine weitere Vertiefung keine Auswirkungen mehr auf das Wellenklima (BRUSCHIN 1975c), vorausgesetzt, die Stabilität der Grubenwände ist gewährleistet.

Es sei betont, daß die hier gemachten Überlegungen nur ganz allgemein gelten, jeder Einzelfall verlangt eine spezielle, sorgfältige Abklärung. Gerade die Sedi-

mentbewegungen eines Seeufers gehören zu den "unberechenbarsten" Erscheinungen eines Seeufers, da sie nicht nur durch u.U. weiter entfernte menschliche Eingriffe, sondern auch durch die natürliche Dynamik der Uferbank bestimmt werden. Bei wichtigeren Objekten sind Modellversuche an einer wasserbaulichen Versuchsanstalt unumgänglich.

### **2.3. INDIREKTE ZERSTÖRUNG DURCH VERÄNDERTE UMWELT-EINFLÜSSE**

Es unterliegt keinem Zweifel, daß für die Schweizerseen die Grundursache des gegenwärtigen Schilfrückgangs in den durch zivilisatorische Einflüsse veränderten Umweltbedingungen gesucht werden muß. Die meisten Autoren rechnen dazu in erster Linie die **Eutrophierung** (übermäßige Anreicherung mit Pflanzennährstoffen) der Gewässer (KLÖTZLI 1969, 1971, 1974, 1980; KLÖTZLI und ZÜST 1973a, b; KLÖTZLI und GRÜNIG 1976; GRÜNIG 1975, 1980; LACHAVANNE et al. 1974, 1975/76; MORET 1979 - 1982). Daß auch andere menschlich beeinflußte Faktoren eine Wirkung haben können, zeigt das außerordentlich komplizierte Beziehungsgefüge des Ökosystems "Seeufer" (Fig. 2.5.). Alle hier genannten Autoren betonen aber die in den meisten Fällen entscheidende Bedeutung der Gewässereutrophierung und ihrer Folgen. Dies gilt, wie schon in Abschn. 2.1. erwähnt, auch für die deutschen Seen.

SCHRÖDER (unveröff.) und nach ihm GRÜNIG (1975), KLÖTZLI und GRÜNIG (1976) und schließlich GRÜNIG (1980) haben die mittelbaren und unmittelbaren Auswirkungen der Überdüngung des Wassers auf das Röhricht schematisch dargestellt (Fig. 2.6.). Das für sich selbst sprechende Schema muß hier nicht in seinen Einzelheiten erklärt werden, auch gilt es in dieser Form von mehreren Forschern als überholt. Grundsätzlich gilt aber doch, daß die übermäßige Eutrophierung einerseits den Halm auf die eine oder andere Art schädigt und andererseits die mechanischen Einwirkungen verstärkt (größere Dichte, Verfilzung des Bestandes und vor allem die Bildung von Algenwatten). Wenn sich die Fadenalgen (*Cladophora* spp.) zu einem dichten und zähen, schwimmenden Teppich verfilzen, zwingen sie die Halme mit ihrem großen Wasserwiderstand und ihrer starken Haf tung, die Bewegung der Wasserteilchen bei Wellengang in ihrem ganzen Ausmaße mitzumachen. Die daraus entstehende Belastung liegt bei nicht ganz kleinen Wellen weit über der Bruchfestigkeit der Halme. Selbst wenn ein Stengel die Belastung noch aushalten kann, wird er ab einer bestimmten Wellenhöhe durch das Gewicht dieser Algenwatten hinuntergedrückt und schließlich richtigge-

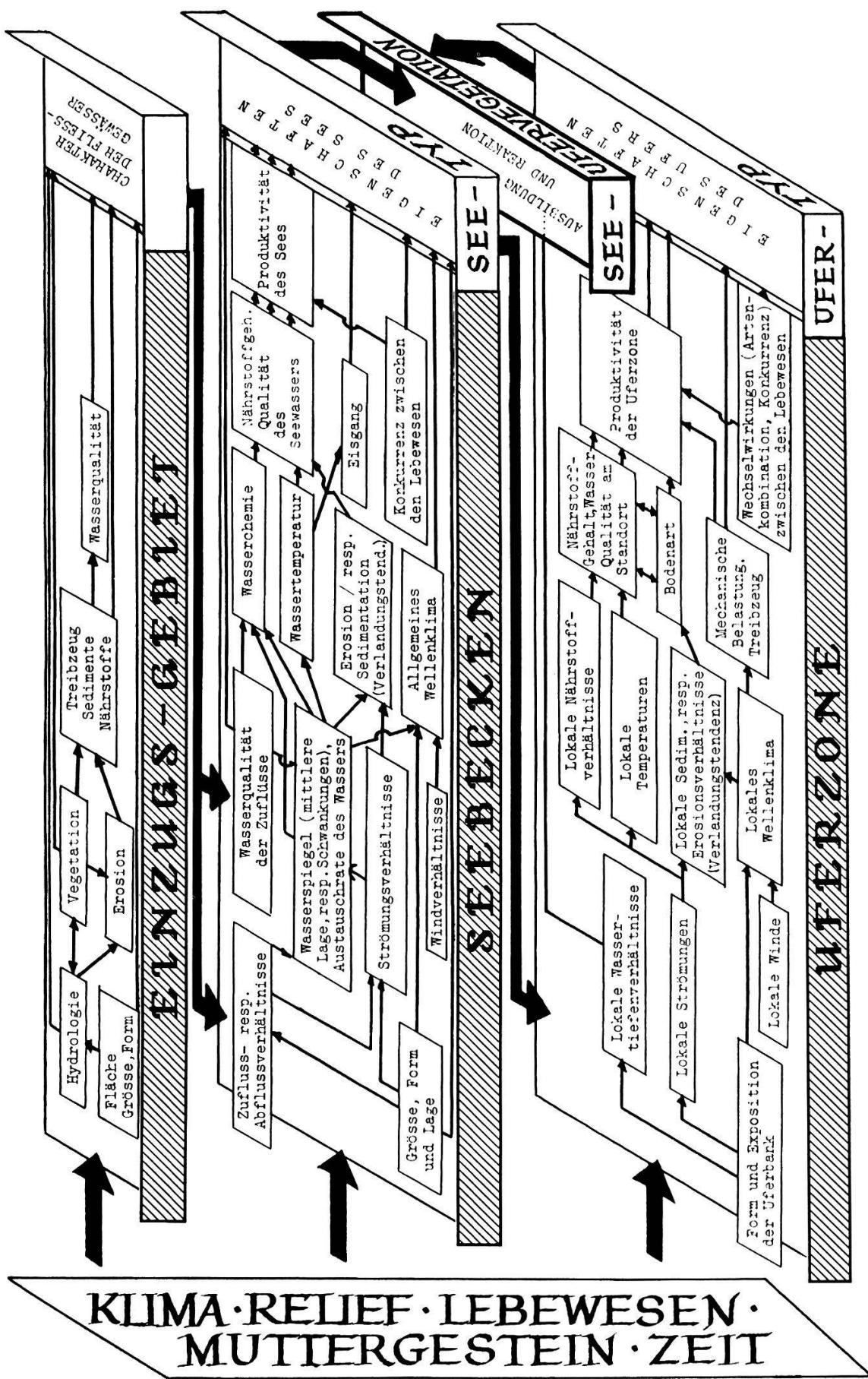
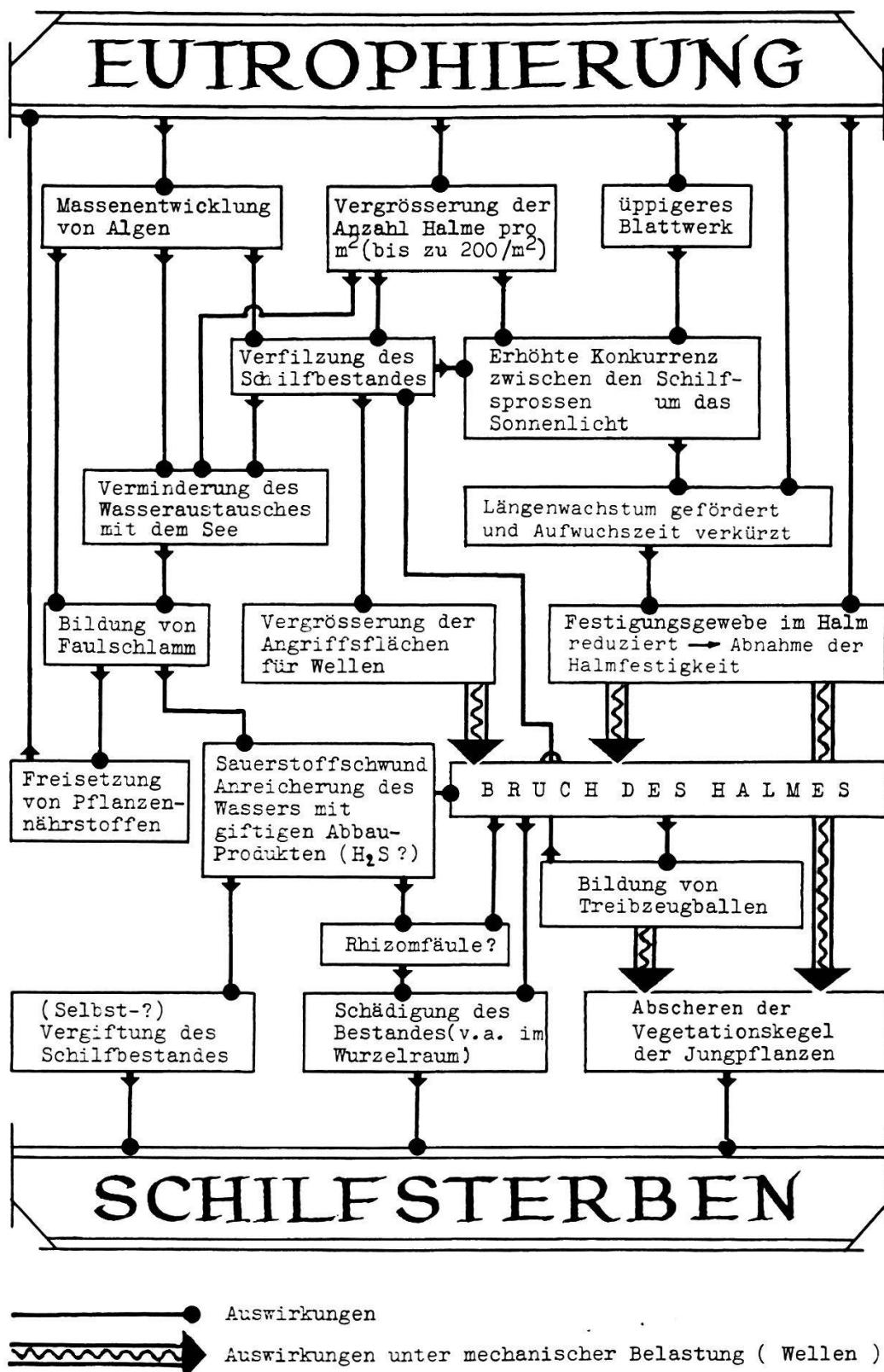


Fig. 2.5. Beziehungsgefüge der die Seeufervegetation beeinflussenden Faktoren (aus GRÜNING 1980).



**Fig. 2.6.** Schematische Darstellung von möglichen Auswirkungen der Eutrophierung auf einen Schilfbestand (aus GRÜNING 1980).

hend überfahren, was den mehr oder weniger vollständigen Verlust der Blätter zur Folge hat (s. Teil II, Kap. 3.3.1. und 3.3.2.). Abgebrochene Schilfhalme wirken nun ihrerseits als zusätzliches Treibzeug. Andererseits wird berichtet, daß in gewissen Fällen allein der Wind (KLÖTZLI mdl.), oder dieser zusammen mit den Wellen (OSTENDORP 1983), zu Schädigungen des Schilfes führt. In eine ähnliche Richtung deuten auch die für die Anwendung des mathematischen Modells dieser Arbeit durchgerechneten Beispiele (s. Teil II, Kap. 4.4.2.). Dies steht im Widerspruch zur Tatsache, daß trotz Wind und Wellen seit Jahrhunderten ausgedehnte Schilffelder an unseren Seeufern vorkommen. Dieser Sachverhalt kann kaum anders erklärt werden als mit der Schwächung der Bestände durch die Gewässerbelastung und ihre Folgeerscheinungen (wie die in Kap. 2.1. erwähnte phytotoxische Wirkung sich zersetzender Algen). Aus dem Schema in Fig. 2.6. geht nicht so klar hervor, daß der Vorgang mit der Zeit seine eigene Dynamik (positive Rückkoppelung) entwickeln kann: Die Verletzung der Halme bewirkt eine (zusätzliche) Schwächung der folgenden Halmgeneration, die damit den mechanischen Angriffen noch weniger gewachsen ist, was sich wiederum verstärkt auf die nächste Halmgeneration auswirkt. Angesichts dieser Tatsache ist es kein Wunder, wenn größere Schilfflächen quasi "plötzlich" verschwinden. Wie eng im Bodensee-Obersee Eutrophierungszeiger und Schilfrückgang korreliert sind, zeigt Fig. 2.2. Daß durch Eutrophierung geschwächtes Schilf anfälliger für Insektenbefall, Wasservogelaktivitäten u.a.m. ist, erscheint naheliegend und wurde bereits in Kap. 2.1. erwähnt.

Ein nicht mit der Eutrophierung zusammenhängender Umweltfaktor ist die **Erosionskraft** des Wassers. Diese selbst wird durch den Menschen zwar nur lokal beeinflußt (zu nahe am Ufer fahrende Schiffe und Motorboote). Ihre Wirkung wird aber verstärkt, wenn die Sedimentströme im See verändert werden. Da die Uferstabilität bei feinkörnigen Böden in den meisten Fällen eher ein mehr oder weniger delikates Gleichgewicht zwischen Anlandung und Abtrag ist, sind Auswirkungen veränderter Sedimentströme praktisch mit Sicherheit zu erwarten. Art und Ausmaß dieser Wirkungen lassen sich jedoch nur schwer voraussagen. Nicht nur die im vorigen Kapitel besprochenen Baggerungen greifen in den Feststofftransport auf der Uferbank ein; auch Bauwerke (Molen, Buhnen) können bestehende Sedimentströme umlagern oder unterbrechen. Dasselbe gilt für Korrekturen von Flußmündungen ebenso wie für Verbauungsmaßnahmen im Einzugsgebiet und Kiesentnahmen aus den Zuflüssen, welche den Feststoffnachschub verringern. Die sehr starke Erosion am Nordufer des Bodensee-Obersees (deutsche Seite) wird auf die langen, durch Mauern verbauten Uferstrecken zurückgeführt (SIESSEGGER 1984). Der Angriff der Erosion auf geschwächtes Röh-

richt ist natürlich stärker, besonders wenn einzelne Rhizompartien abgestorben sind. Es ist aber anzunehmen, daß auch gesundes Röhricht erodiert werden kann, wenn durch Beschädigung des Rhizoms (HÜRLIMANN 1951) oder anderswie eine Angriffstelle entsteht. Wie bereits in Kapitel 1.3. gesagt, läßt sich die einmal begonnene Erosion ohne sehr aufwendige Gegenmaßnahmen kaum mehr aufhalten; dabei ist es durchaus möglich, daß das abgetragene Material an anderer Stelle zu neuen Anlandungen führt.

Sedimentablagerungen im Röhricht können je nach Beschaffenheit ebenfalls zu einer Vernichtung ("Ersticken") des Schilfes führen (MORET 1978).

Eine Folge der Zivilisation bzw. menschlicher Gedankenlosigkeit ist auch die starke Zunahme von schwimmendem Treibzeug (Abfälle und Treibholz). Eine Vorstellung von den Materialmengen, die da ans Ufer geschwemmt werden, gibt MORET (1980): Am Ufer Villeneuve-Les Grangettes (Léman, Rhonedelta) wurden anlässlich einer Reinigungsaktion im März 1980 auf dem 1330 m langen Abschnitt 60 t (!) Abfälle (Kleinholz, Plastic usw.) und etwa 500 m<sup>3</sup> Holz entfernt. Das ergibt bei einer geschätzten Dichte des Holzes von 100 bis 200 kg/m<sup>3</sup> (trocken) eine Masse von zusammen 80 bis 120 kg Treibgut pro Meter Uferlinie! Selbst wenn man berücksichtigt, daß nicht all dieses Getreibsel zur gleichen Zeit angeschwemmt wurde, so zeigen diese Zahlen doch deutlich, daß bei Wellengang Schäden am Schilf nicht ausbleiben können. Um eine Ahnung von Herkunft und Zusammensetzung der Zivilisationsabfälle zu bekommen, sammelte MORET (1981) auf einem etwa 350 m langen Uferabschnitt 356 nach Fabrikmarke identifizierbare Objekte (etwa gleich viele ließen sich nicht identifizieren). Davon bestanden 217 (61%) aus Plastik, 133 (37%) aus Metall (vorwiegend Aluminium), 4 (1%) aus Glas und 2 (0,5%) aus Karton. Dabei handelte es sich vorwiegend um Verpackungsmaterial, nämlich 109 Objekte (31%) für Wasch- und Putzmittel (davon 46 für Geschirrspülmittel und 32 mit anderen Detergentien), 93 (26%) für Produkte der Körperpflege (davon 35 Haarlack-Spraydosen), 44 (12%) für Nahrungsmittel, 35 (10%) für chemische und pharmazeutische Produkte, 24 (7%) für Autopflegemittel und 51 (14%) für Verschiedenes.

Bisher weniger beachtet wurden weitere **chemische Stoffe**, die aus Landwirtschaft, Industrie, Gewerbe und Haushalt in die Seen gelangen, da ihre Konzentrationen, verglichen mit den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor, gering erscheinen. Die Möglichkeit lokaler Anreicherungen (z.B. in der Nähe der Mündung von Vorflutern oder in schlecht durchströmten Buchten u.a.m.) darf aber nicht außer Acht gelassen werden, soweit wie die weitgehend unbekannten Auswirkungen auch kleiner Konzentrationen vieler chemischer Stoffe auf die Ufervegetation (und andere Organismen). Wenn man bedenkt, daß die oben erwähn-

ten Verpackungsmaterialien vor dem Wegwerfen wohl kaum gewaschen worden sind, muß auch von dieser Seite mit einem Eintrag schädlicher Stoffe in die Schilfbestände gerechnet werden. PRIES (1985) nennt die folgenden Stoffe, die hauptsächlich in die Stillgewässer (der DDR) gelangen: Chloride, Biozide, Wachstumsregulatoren, Schwermetalle, Detergentien, Öle, Schwefel und kanzerogene Stoffe. Wenn auch in der Schweiz kaum so viele Fließgewässer chemisch entkrautet werden wie in der DDR, so darf doch die Ausschwemmung von Bioziden aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen und insbesondere von Straßenbördern nicht vernachlässigt werden. PRIES (1985) nimmt an, daß die Reste der Biozide und Detergentien im Röhricht zur Zunahme von bakteriellen und pilzlichen Erkrankungen führen. Schwermetalle (z.B. Cadmium als Bestandteil von Phosphatdüngern oder aus der Abluft von Kehrichtverbrennungsanlagen, Blei durch Motorboote, Quecksilber durch Wasservögel) reichern sich nach PRIES (1985) zuerst im Phytoplankton an. Dabei kann es im eutrophen und hypertrophen Milieu zur Ausfällung kommen: eine Massenentwicklung von Algen legt die meisten toxischen Metallionen schnell im anaeroben Schlamm fest. Im sauerstoffarmen Tiefenwasser kann durch Mikroorganismen auch Methylquecksilber gebildet werden, das infolge seiner Stabilität vorrangig in die Nahrungskette gerät (KLÖTZLI 1980).

Auch der Motorbootsverkehr darf in diesem Zusammenhang nicht unbeachtet bleiben: Laut KLAFS (1971; zit. nach PRIES 1985) bringt (in der DDR) selbst ein einwandfrei funktionierender Zweitaktmotor mit den Abgasen pro Stunde etwa 200 g Vergaserkraftstoff und 100 g Öl ins Wasser. Auch der Schadstoffaustoß der Linienschiffe dürfte nicht zu unterschätzen sein. Von den Straßen gelangen durch die Regenwasserabflüsse ebenfalls Öl, dazu noch chlor- und magnesiumhaltige Aufbaumittel in die Gewässer. Besonders gefährlich sind in den stark eutrophen Gewässern nach PRIES (1985) die Öle: Diese bilden zusammen mit Algen, Pilzen und Mikroorganismen an der Wasseroberfläche eine zusammenhängende Schicht, die nicht nur den Licht- und Sauerstoffeintrag vermindert, sondern auch Luftinhaltsstoffe absorbiert. Durch die ultraviolette Strahlung entstehen in einer solchen Schleppe hochgiftige Stoffe. Wenn diese Schleppe durch Wind oder Bootswellen ins Röhricht getrieben wird, verursacht sie starke Schäden oder bringt es gar zum Absterben (PRIES 1985). PRIES weist auch auf die besonders hohen Konzentrationen von Bakterien, Pilzen und heterotrophen Geißelalgen in solchen "Aufrahmungen" hin.

## 2.4. WEITERE FAKTOREN

Auf die Bedeutung der **Wasservögel** wurde bereits in Kap. 2.1. hingewiesen; nachzutragen bleibt, daß Schäden auch durch rastende Starenschwärme verursacht werden können, wenn das Röhricht geschwächt ist (REBER o.J., OSTENDORP 1983). In größeren Beständen bleiben solche Schäden jedoch lokal begrenzt. In dicht besiedelten Gebieten sind die Auswirkungen des **Erholungsbetriebes** von großer Bedeutung. Nicht nur die schon erwähnten Trampelpfade durch das Röhricht wirken sich auf längere Sicht verhängnisvoll aus, sondern auch der Bau von Bootsanlegestellen, das Betreten und Befahren (besonders der dichten Bestände) mit Booten und anderen Wasserfahrzeugen. Nach PRIES (1985) ist auch der Urineintrag durch Badende nicht zu vernachlässigen.

Starker Bootsverkehr wirkt sich auch noch in einiger Entfernung aus: Abgesehen von der schon besprochenen Verschmutzung durch die Abgase der Motoren und die über Bord gekippten Abfälle, bildet der von Booten und Schiffen verursachte Wellengang eine zusätzliche Belastung. Maßgebend für die Schadwirkung ist die Anzahl der Boote sowie deren Geschwindigkeit und Abstand vom Röhricht. In Teil II, Kap. 3.3.2. wird gezeigt, wie im Verein mit Algenpaketen auch verhältnismäßig kleine Wellen zur Beschädigung des Schilfes führen, wenn ihre Anzahl groß genug ist.

In Altenrhein am Bodensee-Obersee konnte KLÖTZLI (1974) keinen bootsbedingten Ausfall von Schilfhalmen feststellen, und er nimmt an, daß Boote nur dann schilfzerstörend wirken, wenn sie mit einer Geschwindigkeit von mehr als 5 km/h (rund 2 kn) näher als 20 m an die Bestände heranfahren. KLÖTZLI macht keine Angaben zur Dichte der Boote, es ist anzunehmen daß sich die angeführte Anzahl von 5 bis 20 Booten auf das Gesichtsfeld des Beobachters bezieht. Ergänzend ist noch zu bemerken, daß beim großflächigen Bodensee die natürliche Wellenbelastung beträchtlich ist. Obwohl außer von KLÖTZLI (1974) keine statistischen Untersuchungen über die Veränderung der mittleren Wellenhöhen durch Motorboote in einem Schilfbestand greifbar waren, ist es naheliegend, daß die Bedeutung des Bootsverkehrs zunimmt, je kleiner das Gewässer ist.

In Kanälen und Fließgewässern, wo sich die Wellen nicht ungehindert ausbreiten können, herrschen besondere Bedingungen, auf welche hier nicht eingegangen werden kann.

Die Bootswellen wirken nicht nur auf die Schilfhalme, auch ihre erodierende Wirkung darf nicht vergessen werden. Die relativ kleinen Bootswellen werden zwar kaum eine Ufererosion auslösen; hat sich aber (durch natürliche oder menschliche Ursache) eine Erosionskante gebildet, so vermögen auch solche

kleine Wellen fortwährend geringe Mengen von Feinmaterial heraus zu spülen. Da die Bootswellen kurz sind (ein bis wenige Meter), haben sie erst kurz vor dem Ufer "Grundberührung" (vgl. Kap. 2.2.), sie unterliegen deshalb der Refraktion (Beugung) nur schwach und treffen somit praktisch immer in einem schiefen Winkel auf das Ufer, was die Erosion verstärkt.

Aus dem Gesagten wird deutlich, daß die Wirkung der Bootswellen auf einen Schilfbestand dermaßen stark von den spezifischen Umständen abhängt, daß für Seeröhrichte keine generellen Angaben über zulässige Abstände und Geschwindigkeiten gemacht werden können, umso mehr als auch die Wassertiefe (Wasserstand!) und die Form der Uferbank eine Rolle spielen. Auch der Gesundheitszustand des Schilfes muß berücksichtigt werden. Sehr zu empfehlen sind deshalb im Einzelfall experimentelle Bootsdurchfahrten mit wohldefinierten Geschwindigkeiten und Abständen bei gleichzeitiger Beobachtung der Wirkung auf das Röhricht und auf den Untergrund vor der Schilffront.

## 2.5. DIE FOLGEN DES SCHILFRÜCKGANGES

Wird das Schilf durch die in den vorigen Kapiteln genannten Einwirkungen überbelastet, so verschwindet es allmählich, manchmal auch fast schlagartig. Die Erscheinungsformen zurückgehender Bestände sind verschiedenartig. Nach KLÖTZLI und ZÜST (1973b) haben gesunde Schilfbestände eine offene, dickstämmige Außenzone mit einigen zerstreuten kleineren Pflanzen und eine dichtere Innenzone mit dick- bis mittelstämmigen Individuen (vgl. Fig. 2.1.). HÜRLIMANN (1951) beobachtete bei "unseren Uferphragmiteten ... häufiger ..., daß die Randpartien in dichtem Schluß ans offene Wasser angrenzen". Er führt dies darauf zurück, daß die Standortsverhältnisse an solchen Stellen ein weiteres Vordringen des Schilfes verunmöglichen (autökologische Grenze). Geringere Dichte gegen außen und vor allem radiale Halmreihen außerhalb des geschlossenen Bestandes sind für HÜRLIMANN Zeichen eines sich ausdehnenden Röhrichts; jedoch kann nahe der autökologischen Grenze auch bei älteren Beständen eine Auflockerung der Außenzone beobachtet werden, dann allerdings meist verbunden mit geringerer Halmhöhe und Fertilität.

Zurückgehende Bestände (Fig. 2.1.) sind meist durch die Auflösung der Schilffront in einzelne Horste sehr hoher Dichte charakterisiert. KLÖTZLI führt die hohe Dichte in diesen Horsten auf den Verbiß durch Wasservögel (Schwäne) zurück ("Schwanenschilf"; KLÖTZLI und GRÜNIG 1976). Diese Horste werden von Jahr zu Jahr kleiner und verschwinden schließlich ganz. Eine bultige Struktur

von Schilfbeständen muß freilich nicht immer als Zeichen der Auflösung interpretiert werden: KRISCH (1978) beschreibt die natürliche Entstehung solcher Bulten in den Beständen des Greifswalder Boddens (Ostsee, DDR). Sie sind die Folge von Materialausspülung aus der über den Sandboden emporwachsenden organischen Auflage, und zwar dort, wo der Schutz durch die Meerbinse (*Bolboschoenus maritimus* = *Scirpus maritimus*) fehlt.

In anderen Fällen haben Röhrichte in Auflösung eine extrem niedrige Dichte und bestehen aus ausgesprochen geringwüchsigen Pflanzen. Der größte Teil davon sind Sekundärtriebe (Tochtersprosse) als Folge von Verletzungen der Primärtiere. Die Halme zeigen Spuren mechanischer Einwirkungen (zerfetzte Blätter, abgebrochene Spitzen). Solche von Sekundärausschlägen dominierten Bestände nennt KLÖTZLI "Ausschlagsschilf".

Eine besondere Erscheinung des Schilfrückganges ist eine oft epidemieartig sich ausbreitende Rhizomfäule (KLÖTZLI 1969, 1971, 1974; KLÖTZLI und ZÜST 1973b). Diese kann recht eigentlich als "Schilfsterben" bezeichnet werden (KLÖTZLI 1969). Obwohl das Verfaulen der älteren Rhizomteile ein natürlicher Alterungsvorgang ist, handelt es sich bei den von KLÖTZLI beschriebenen Fällen ihrer großen Ausdehnung wegen um eine pathologische Erscheinung. Sie ist eine Folge gestörter Verhältnisse, eventuell verstärkt durch das Eindringen von (pilzlichen) Krankheitserregern (KLÖTZLI 1969). Es ist zwar nicht bewiesen, wohl aber nahe liegend, daß das Abknicken von Schilfhalmen unter der Wasseroberfläche und das damit verbundene Eindringen von Wasser in das Rhizomsystem die Schilffäule (mit)verursacht, da für Krankheitserreger günstige Angriffsstellen entstehen.

Nach dem Verschwinden des Schilfes an einem Standort bleiben die abgestorbenen Rhizome noch Jahre bis Jahrzehnte im Seegrund, und ein Stoppelfeld kündet noch von besseren Zeiten (sofern das entblößte Ufer nicht wegerodiert wird). Wegen der tiefen Winterwasserstände des Bodensees sind an seinen Ufern solche Stoppelfelder besonders gut sichtbar (Fig. 2.7.). Die (natürliche) Wiederbesiedlung eines solchen Bodens ist äußerst schwierig und kam unseres Wissens an den Schweizerseen noch nie in nennenswertem Ausmaß vor. Der von SUKOPP et al. (1975) sowie PRIES (1984) für die Berliner Havel respektive die uckermärkischen Seen beobachtete Ersatz des Schilfröhrichts durch den schmalblättrigen Rohrkolben (*Typha angustifolia*) konnte an unseren Seen ebenfalls nicht festgestellt werden. Der Rohrkolben, welcher nährstoffreichere Standorte bevorzugt, ist unter natürlichen Bedingungen eine Pionierpflanze, die in weniger als sieben Jahren durch Schilf verdrängt wird (KLÖTZLI 1971).

Da wie gesagt die Flächen ehemaliger Schilfröhrichte vegetationslos bleiben,



**Fig. 2.7.** Stoppelfeld abgestorbener Schilfhalme vor einem Schilfbestand in Altenrhein (Bodensee-Obersee). Man beachte auch die durch den Wellenschlag und das Gewicht von Algenpaketen teilweise bis ganz niedergedrückten Halme in der Front des Bestandes (Winter 1977/78).

können die Folgen des Schilfrückganges kurz zusammengefaßt werden: Alle die in Kap. 1.3. besprochenen Funktionen des Schilfgürtels (Uferschutz, Lebensraum für Fische und Vögel, Reinigungswirkung, Landschaftsbild) werden nicht mehr wahrgenommen; die Konsequenzen ergeben sich von selbst.

## 2.6. GEGENSTAND DER VORLIEGENDEN ARBEIT

Wie bereits angetönt, soll die vorliegende Arbeit zum Verständnis der mechanischen Faktoren und ihrer Rolle beim Schilfrückgang beitragen (vgl. Teil II, Fig. 1.1.). Berücksichtigt werden die Wirkungen von Wind, Wellen und Treibzeug. Den Kern der Arbeit bildet ein mathematisches Modell, welches die Belastung durch die obgenannten Faktoren mit den Eigenschaften (v.a. Steifigkeit) des Schilfhalmes verknüpft und daraus die entstehenden Beanspruchungen im Halm berechnet. Diese Beanspruchungen können nicht mit expliziten Gleichungen beschrieben werden, sie werden aus der numerischen Lösung eines Differentialgleichungssystems abgeleitet. Die praktische Form des Modells besteht deshalb

in einem Computerprogramm (Programmiersprache FORTRAN IV extended) für die CDC-Rechenmaschinen des Rechenzentrums der ETH Zürich.

Im anschließenden zweiten Teil werden zunächst die Belastungen zusammenge stellt, wobei besonders auf die Beschreibung gebräuchlicher Methoden zur Abschätzung von Wellengrößen hingewiesen sei, denn zur Beurteilung der Situation eines bestimmten Schilfbestandes sind Anhaltspunkte zur Größe der zu erwartenden Wellen von Interesse, auch ohne Anwendung des mathematischen Modells. Der Rest des Teils II besteht aus der Beschreibung des mathematischen Modells.

Die Untersuchungen zu Halmfestigkeit und -steifigkeit (Labor- und Feldmessungen) bilden den Teil III.

Im Teil IV werden Schlußfoggerungen im Hinblick auf Maßnahmen für den Schilfschutz gezogen.

Die mechanischen Faktoren sind jene, welche am sichtbarsten zum Schilfrückgang beitragen. Aus den vorigen Kapiteln dürfte jedoch deutlich genug hervorgegangen sein, daß diese in den meisten Fällen nicht Hauptursache, sondern bloß Auslöser der Schilfzerstörung sind. Man darf auch nicht übersehen, daß in der Regel ein ganzer Komplex von Faktoren auf das Schilf einwirkt und für die Schädigung verantwortlich ist. Auch die Eutrophierung muß allein nicht unbedingt zum Schilfsterben führen, wie das Schilffeld der Kläranlage Othfresen (D) beweist, wo auf dem Prinzip der Wirkung aktiver Wurzelräume häusliche Abwässer gereinigt werden (KICKUTH 1975, 1976, 1977, 1978, 1979). In kleinen eutrophen Teichen kann Schilf ebenfalls gut gedeihen (bis 4 m hohe Halme relativ geringer Festigkeit), wenn eine geschützte Lage und die kleine Wasserfläche größere mechanische Belastungen verhindern. Die Gewichtung der einzelnen Faktoren ist kaum möglich, die relative Bedeutung der einzelnen Einflüsse variiert von Standort zu Standort sehr stark. Sind die Verhältnisse nahe der kritischen Grenze, so kann die Wirkung jedes einzelnen Faktors für sich entscheidend sein. Das große Ausmaß des beobachteten Schilfrückganges zeigt, daß an den Ufern der meisten Schweizerseen die Verhältnisse derart kritisch sind, daß jede zusätzliche Belastung zum Zusammenbruch führen kann.