

Zur Geschichte der Uferrohrichte des Bodensee-Untersees

VON WOLFGANG OSTENDORF

Einleitung

Die Ufervegetation des Bodensee-Untersees wurde bereits zu Beginn des Jahrhunderts durch E. Baumann (BAUMANN 1911) und später durch G. Lang (LANG 1967) sehr detailliert erforscht. Spätere Untersuchungen (LANG 1968, 1981, SCHRÖDER 1979) erbrachten, daß sich die Ufervegetation in den letzten Jahrzehnten bedeutend verändert hatte. Die Veränderungen erstreckten sich nicht nur auf die Unterwasserpflanzengesellschaften, auch die Röhrichte waren betroffen. So gingen die seewärtigen, ökologisch besonders wichtigen Schilfbestände zurück, ohne daß zunächst die Ursachen erkennbar waren. 1978 wurde mit der Erforschung der Rückgangsursachen begonnen; gleichzeitig lief ein erstes Schilfpflegeprogramm an, das allerdings, wie sich 1983 zeigte, nicht zum gewünschten Ergebnis führte. Mit veränderter Konzeption wurde 1985 ein neues Programm aufgelegt, das eine Kombination von Schilfschutz, Uferrenaturierung und Neuansiedlung von Röhrichten vorsah. Seit 1988 werden die Maßnahmen im Rahmen des ›Ökologie-Programmes Bodensee‹ in großem Stil und mit großem finanziellen Aufwand vorange-
trieben.

So scheint es an der Zeit, die bisherigen Forschungsergebnisse zusammenzustellen und eine Bilanz des bisher Erreichten zu ziehen, um Perspektiven für die zukünftige Arbeit zu gewinnen.

Pflanzensoziologische Gliederung der Untersee-Röhrichte

Röhrichte sind charakterisiert durch die Dominanz eines bestimmten Lebensformtyps, der Helophyten aus den Familien der Süßgräser (Poaceae), Sauergräser (Cyperaceae), Rohrkolbengewächse (Typhaceae) und Igelkolbengewächse (Sparganiaceae) (WILMANN 1984). Am Bodensee-Untersee sind folgende Röhrichtbildner verbreitet:

Gemeines Schilf, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. (Poaceae)

Rohrglanzgras, *Phalaris arundinacea* L. (Poaceae)

Großer Wasserschwaden, *Glyceria maxima* (Hartman) Holmberg (Poaceae)

Flecht-Binse, *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla (Cyperaceae)

Steife Segge, *Carex elata* All. (Cyperaceae)

Schmalblättriger Rohrkolben, *Typha angustifolia* L. (Typhaceae)

Die Arten bilden vielfach ›reine‹ (monospezifische) Bestände.

Den Kern der Röhrichtgesellschaften des Untersees stellt das Phragmitetum typicum (Schilfröhricht) dar, das seeseitig durch das Scirpetum lacustris (Flechtbinsen-Röhricht) oder durch das Typhetum angustifoliae (Rohrkolbenröhricht) und landseitig durch das Caricetum elatae (Steifseggenried) begrenzt wird (Abb. 1) (vgl. LANG 1967). Differenzierender Faktor ist der mittlere Jahresgang des Wasserspiegels, so daß die Gesellschaften in konzentrischen Gürteln senkrecht zum Ufer angeordnet sind. Daneben gibt es noch

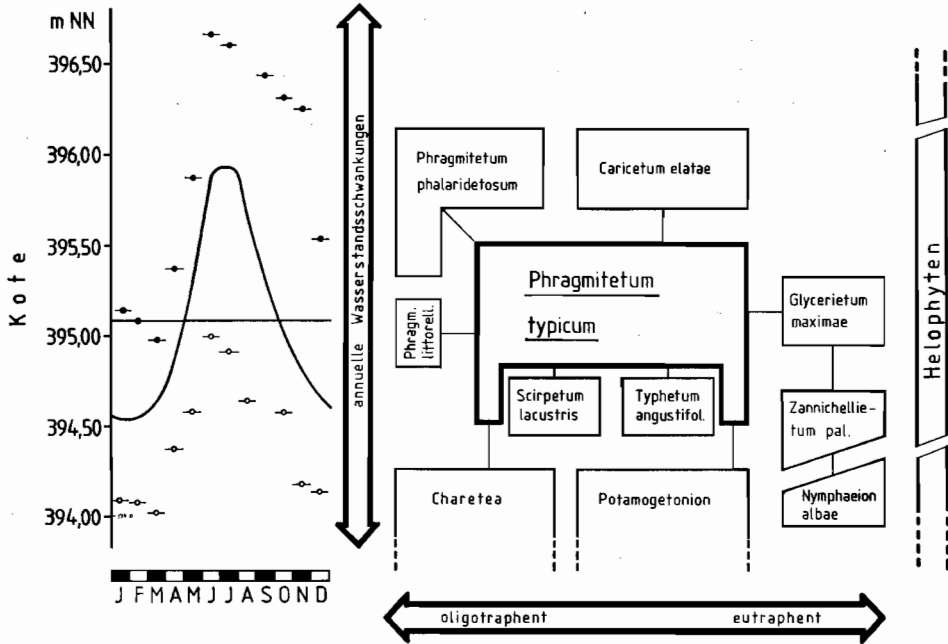


Abb. 1 Verteilung der wichtigsten Pflanzengesellschaften am Untersee-Ufer (schem.) Dargestellt ist der bevorzugte Standort der einzelnen Gesellschaften in Abhängigkeit vom mittl. jährlichen Gang des Wasserspiegels (linke Hälfte: Kurve: Mittel der Monatsmittelwerte 1930–1980, — Mittel der Jahreswerte 1937–1987, ●— höchste, —○— niedrigste Monatsmittelwerte im Zeitraum 1931–1980) als Ordinate und von der Nährstoffversorgung als Abszisse (mit den Extremen oligo- und eutraphente Gesellschaften); zusammengestellt nach eigenen Beobachtungen und nach Angaben von LANG 1967.

standörtlich spezifische Ausprägungen, deren differenzierender Faktor nach LANG 1967 die Nährstoffversorgung ist (Abb. 1). Das Gemeine Schilf, von dessen Beständen hier hauptsächlich die Rede sein soll, wird zu den euryöken, mäßig eutraphenten Arten gezählt (LANDOLT 1977, ELLENBERG 1982). Unter den günstigen Bedingungen des Untersee-Ufers bildet es monospezifische Bestände, deren landwärtige Ränder von Arten der Riedwiesen durchsetzt sind. Am seewärtigen Rand fehlen die mosaikartigen Übergänge zu anderen Gesellschaften, wie sie oft an kleineren Seen beobachtet werden. Dem reinen Schilfröhricht fehlen nicht nur helophytische Begleiter, auch submerse Makrophyten und Schwimmblattpflanzen können nur in Ausnahmefällen gedeihen. In solchen Beständen werden die Schilfhalme ca. 3,5 bis 4,5 m hoch und an der Halmbasis etwa 10–15 mm dick. Die Halmdichte der meisten Bestände liegt zwischen 20 und 30 H./m², von denen der überwiegende Teil eine Rispe trägt. Die oberirdische Biomasse-Produktion erreicht 1,5–2,0 kg TS/m²/Jahr. Die pedologischen bzw. sedimentologischen Bedingungen sind recht variabel, sie reichen von außerordentlich nährstoffarmen Schnegglisanden über kalkschlammige, nährstoffreichere Sedimente bis hin zu rein organischen, ca. 10–40 cm mächtigen Auflagen aus Schilftorf mit entsprechend hohen Nährstoffkonzentrationen.

Die monospezifischen Uferschilfbestände sind eng an eine sommerliche Überschwemmungsperiode von mindestens 3 Monaten gebunden; damit liegt ihre landwärtige Grenze bei etwa 395,5 m NN. Besonders auf Strandwällen, die aus groben, nährstoffarmen und

besser durchlüfteten Schnegglisanden bestehen, wird der Schilfbestand lückiger, so daß niederwüchsige Arten, v. a. *Phalaris arundinacea* eindringen können (Phragmitetum phalaridetosum); das Rohrglanzgras bevorzugt die größeren, durchlässigen Böden und meidet staunasse Bedingungen. Ein weiterer überschwemmungstoleranter Begleiter landwärtiger Schilfbestände ist die Steife Segge *Carex elata*, die ab etwa 395,4 m NN eindringt. Weiter landeinwärts werden die Schilfbestände lichter, die Halme kürzer, *C. elata* beherrscht den Aspekt, andere Begleiter (z. B. das Sumpf-Greiskraut *Senecio paludosus*, das Sumpf-Labkraut *Galium palustre*, das Wiesen-Schaumkraut *Cardamine pratensis*) treten hinzu, so daß schließlich das Phragmitetum phalaridetosum in das Caricetum elatae übergeht. In einigen sehr lichten Schilfbeständen auf nährstoffarmen Schnegglisanden (z. B. Giehrenmoos) oder auf anstehendem Geschiebemergel (z. B. Schopflen-Bibershof) wächst ein schütterer Unterwuchs aus Arten der Strandlingsrasen (Strandling, *Littorella uniflora*, Nadelbinse, *Eleocharis acicularis* u. a.). Bestände dieses Typs, in denen die Vitalität des Schilfs deutlich herabgesetzt ist, wurden von LANG 1967 als Phragmitetum litorelletosum beschrieben.

Flächenausdehnung der Untersee-Röhrichte

Die absolute Fläche der Uferröhrichte hängt in erster Linie von der Größe der zur Verfügung stehenden Uferbank ab, also von der Litoralfläche zwischen der Tiefengrenze des Schilfvorkommens und derjenigen Kote, bei der das Schilfröhricht in Riedwiesengesellschaften übergeht. Als absolute Tiefengrenze wurde 1978 394,4 m NN ermittelt, die landseitige Grenze wird bei 396,0 m NN angesetzt, wobei monospezifische Röhrichte nur bis etwa 395,5 m NN reichen. Demnach beschränkt sich das Phragmitetum typicum annähernd auf die Uferfläche zwischen 394,5 und 395,5 m NN.

Uferlänge (deutsches Ufer): 66,4 km			
	Fläche		Uferneigung (°)
	(ha)	(%)	
394,0–394,5 m NN	409,4	43,1	0,46
394,5–395,0 m NN	235,9	24,9	0,81
395,0–395,5 m NN	158,2	16,7	1,20
395,5–396,0 m NN	145,4	15,3	1,35
394,0–396,0 m NN	948,9	100,0	0,80
Durchschnittsufer von 1 km Länge:			
	Fläche (ha)	Breite (m)	
394,0–394,5 m NN	6,17	61,7	
394,5–395,0 m NN	3,55	35,5	
395,0–395,5 m NN	2,38	23,8	
395,5–396,0 m NN	2,19	21,9	
394,0–396,0 m NN	14,29	142,9	

Tab. 1 Uferfläche und Ufermorphologie des deutschen Untersee-Ufers zwischen Riedgraben gegenüber Gottlieben und Landesgrenze bei Öhningen

In der Tab. 1 sind einige morphometrische Angaben des deutschen Untersee-Ufers zusammengetragen. Danach beläuft sich die Uferlänge zwischen dem Riedgraben gegenüber Gottlieben und der Landesgrenze bei Öhningen auf 66,4 km und die zwischen den Isohypsen 394,0 und 396,0 m NN eingeschlossene Fläche auf rd. 949 ha. 1978 umfaßten die Uferröhrichte eine Gesamtfläche von 294 ha (= 31 % der gesamten Uferfläche)

Röhrichtbedeckte Uferstrecke: 35,6 km (= 53,6 %) Schwerpunkt des Uferföhrichtareals: 395,30 m NN		
	Fläche (ha)	Anteil an der Uferfläche (%)
394,0–394,5 m NN	4,1	1,0
394,5–395,0 m NN	68,2	28,9
395,0–395,5 m NN	121,8	77,0
395,5–396,0 m NN	99,6	68,5
394,0–396,0 m NN	293,7	31,0

Tab. 2 *Ausdehnung und Tiefenverteilung der Uferschilfröhrichte am Untersee (deutsches Ufer) im Jahre 1978*

(Tab. 2). Hiervon entfielen 194 ha auf monospezifische Schilfbestände, d. h. etwa 49 % der zur Verfügung stehenden Uferfläche zwischen 394,5 und 395,5 m NN waren bedeckt. Die Uferlinie des deutschen Untersee-Ufers ist zu 53,6 % mit Röhricht gesäumt; die größten Schilfgebiete mit mehr als 100 m Breite befinden sich im Wollmatinger Ried, im Giehrenmoos, an der Mündung der Radolfzeller Aach sowie an der Hornspitze, während an anderen Uferstrecken, z. B. vor Radolfzell und Allensbach oder am Südufer der Insel Reichenau Schilf völlig fehlt (Abb. 2). Die Flecht-Binse, von der insgesamt 23 Einzelbestände gezählt wurden, nimmt nur 0,14 ha Gesamtfläche ein, beim Schmalblättrigen Rohrkolben sind es 25 Flecken mit 0,05 ha.

Entwicklung der Schilfbestände bis 1954

Die ersten Schilfröhrichtgürtel des Untersees entwickelten sich vermutlich erst im späten Subboreal um 1000 v. Chr. (RÖSCH 1987, LIESE-KLEIBER 1985: 219, 225, 299, vgl. SCHLICHTERLE 1990: 85), wobei ungeklärt bleibt, ob es sich tatsächlich um Seeufer-Röhrichte handelte oder doch mehr um einzelne *Phragmites*-Bestände oberhalb der Mittelhochwasserlinie auf weiter landeinwärts gelegenen Naßstandorten. Obschon das Phragmitetum zur natürlichen Vegetation gezählt werden darf (LANG 1973: 193), mag die Rodungstätigkeit in vor- und frühgeschichtlicher Zeit erheblich zu seiner Ausbreitung beigetragen haben. Die weitere Entwicklung des Schilfgürtels bis zum Ende des vorigen Jahrhunderts ist wegen der unbefriedigenden Quellenlage weithin unbekannt. Immerhin lassen kartographische und zeichnerische Darstellungen des 17. bis 19. Jahrhunderts erkennen, daß der Röhrichtsaum in jenen Zeiten bei weitem nicht so ausgedehnt war wie in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts.

Mit dem Beginn der Luft(schiff)fahrt und mit der wachsenden touristischen Bedeutung des Bodenseegebiets in diesem Jahrhundert wuchs der Bedarf an Landschafts- und Uferdarstellungen, so daß der Zeitraum von etwa 1920 bis 1950 recht gut belegt ist. Darüber hinaus befindet sich eine Fülle von Amateurbildern unveröffentlicht in privater Hand und wartet auf Auswertung. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts existieren flächendeckend amtliche Kartenwerke, die von Zeit zu Zeit revidiert wurden und so zumindest großmaßstäbliche Verschiebungen der seewärtigen Schilffront erkennen lassen. Schließlich erbrachte die sich verdichtende Erforschung der Ufervegetation durch E. Baumann, G. Lang und R. Schröder eine Fülle von Quellenmaterial. Die erste erhalten gebliebene Serie von Senkrechtluftbildern stammt aus dem Jahre 1954, weitere flächendeckende Befliegungen folgten 1962 und – zum Zwecke der Ufervegetationskartierung – 1967, 1972, 1978 und 1987.

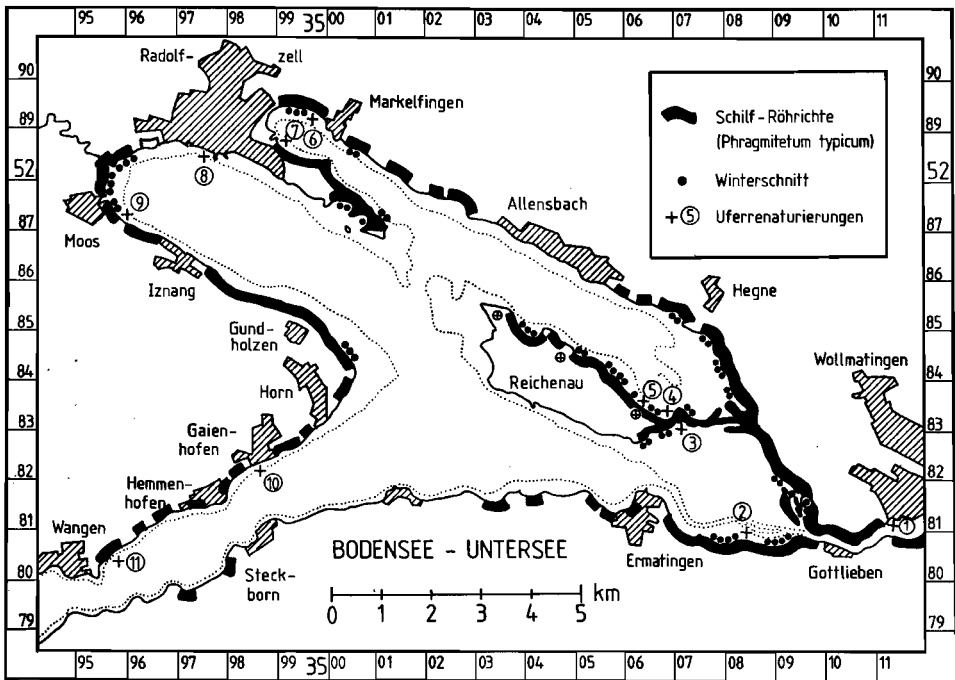


Abb. 2 Lage von Uferschilfröhrrichten, Winterschnitt- und Uferrenaturierungsflächen am Untersee-Ufer.

- 1 Konstanz-Seerhein (Aufschüttungen: nach Protesten seitens des Deutschen Bundes für Vogelschutz wieder abgetragen),
- 2 Triboltingen (Palisaden, schwimmende Wellenbrecher, Käfige),
- 3 Reichenau-Bruckgraben (Aufspülungen, *Phragmites*-Pflanzungen),
- 4 Reichenau-Oberzell (Rhizompflanzungen von *Phragmites*, nicht erfolgreich),
- 5 Reichenau-Institutssteg (Aufschüttungen, *Typha*-Pflanzungen),
- 6 Markelfingen (Wackendamm u. Aufschüttungen, *Phragmites*-Rhizompflanzung nicht erfolgreich, Ballenpflanzungen erfolgreich),
- 7 Radolfzell-Hafen Martin (Aufschüttungen, *Phragmites*-Pflanzungen),
- 8 Radolfzell-Hafen Wäschbruck (Wackenaufschüttungen),
- 9 Moos-Sportplatz (Erosionssicherung mit Geotextil),
- 10 Gaiehofen-Schloßschule (Aufschüttungen, *Phragmites*-Pflanzungen),
- 11 Wangener Bucht (Erosionssicherung mit Geotextil)

Die Auswertung dieser Quellen ergab folgendes: Gegen Ende des 19. Jhs. war die flächenmäßige Ausdehnung der Uferföhrrichte geringer als heute (Abb. 3). Untersuchungen zur Bestandsstruktur fehlen; immerhin spricht BAUMANN 1911 von »lichten, locker stehenden Phragmiteten auf der Insel Langenrain« (p. 34) und von einem »lockeren Schilfufer entlang des Wollmatinger Rieds« (p. 220). Zwischen 1850/90 und etwa 1950 kam es zu einer kontinuierlichen seewärtigen Ausdehnung der Röhrrichtgrenze. Besonders umfangreich war der Bestandszuwachs in den Gebieten beiderseits des Reichenauer Damms, aber auch an anderen Uferabschnitten (Hegne, Mettnau, Ermatinger Becken) konnte das Schilf seewärts vorstoßen. Charakteristisch waren die häufigen »Leghalme«, am Boden kriechende, 2 bis 6 m lange *Phragmites*-Sprosse (BAUMANN 1911: 223), die später, in den 70er und 80er Jahren, kaum noch angetroffen wurden. Über die Ursachen

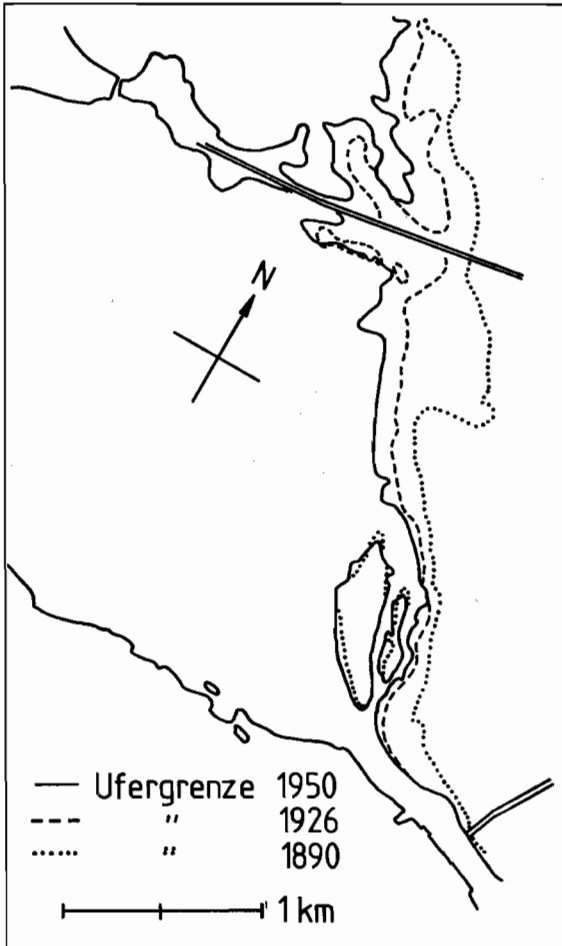
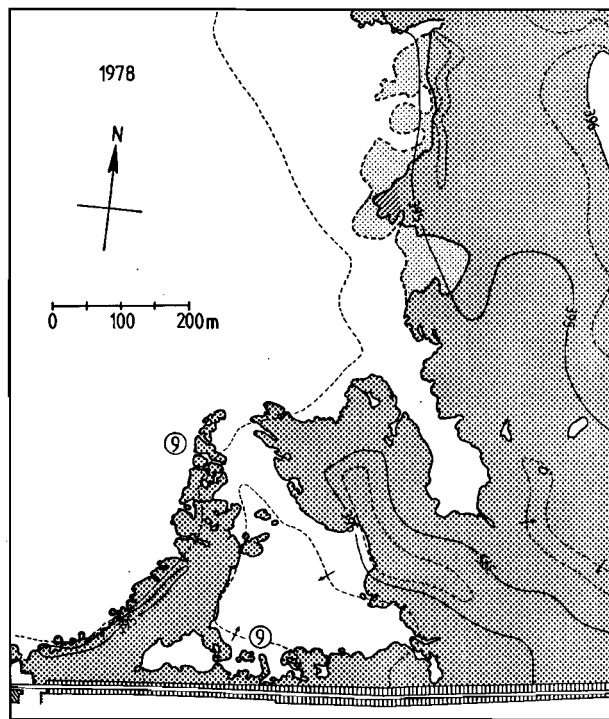
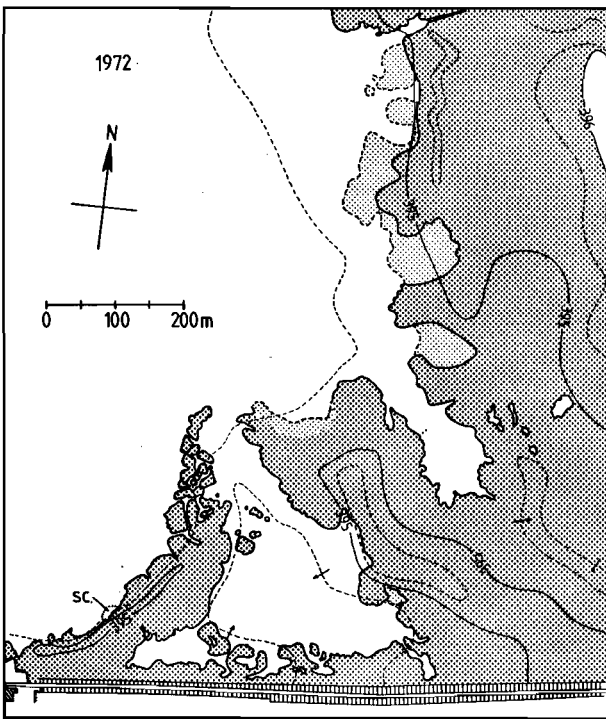
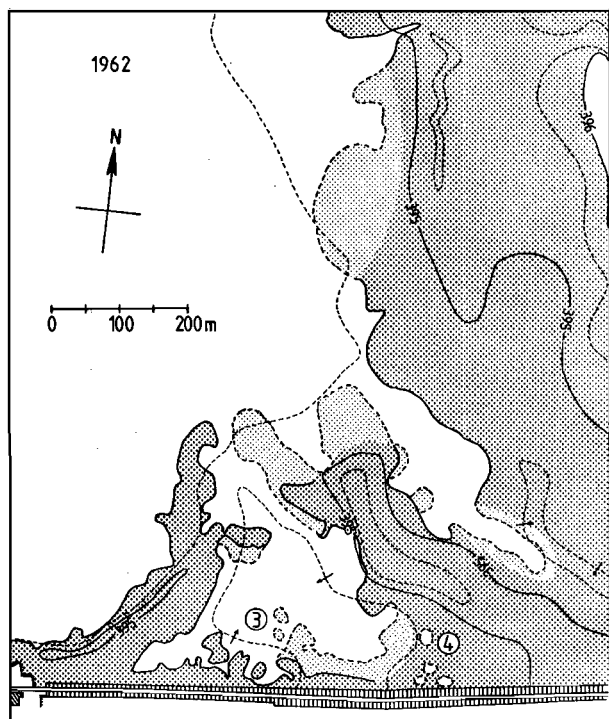
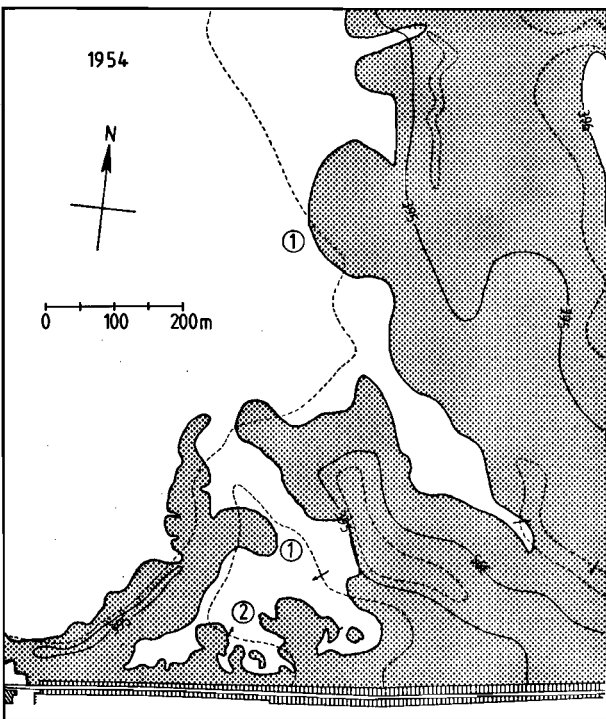


Abb. 3 Entwicklung der Schilfuferlinie zwischen 1890 und 1950 beiderseits des Reichenauer Damms (umgezeichnet aus amtli. Karten).

der Ausbreitung lassen sich heute nur noch Vermutungen anstellen: Zu denken wäre beispielsweise an die fördernde Wirkung langsam ansteigender Nährstoffgehalte im Freiwasser.

Um 1950 haben die seewärtigen Uferröhrichte folgendermaßen ausgesehen: lichte, ca. 10–60 Jahre alte Bestände mit zungenförmig in den See ragenden Bestandsflächen, die sich auch weiterhin seewärts ausdehnten; geringere Halmdichte (ca. 5–15 H/m²) und kürzere Halme (ca. 2,5–3,5 m) als heute; auf nährstoffarmen Carbonatsedimenten ohne Schlamm- oder Schilfstreuauflage; seewärtige Bestandsgrenze bei 394,3 m NN (vgl. LANG 1967: Tab. 9).

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 Luftbildumzeichnungen besprochen werden soll.



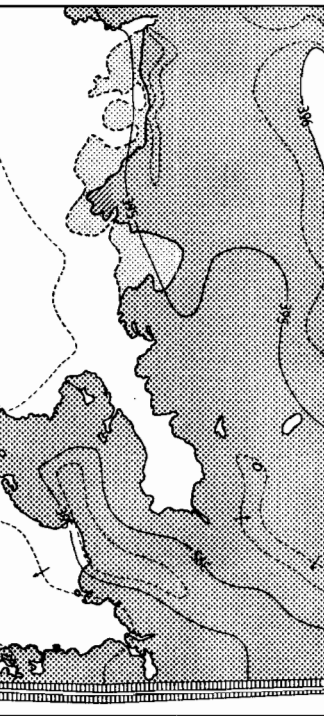
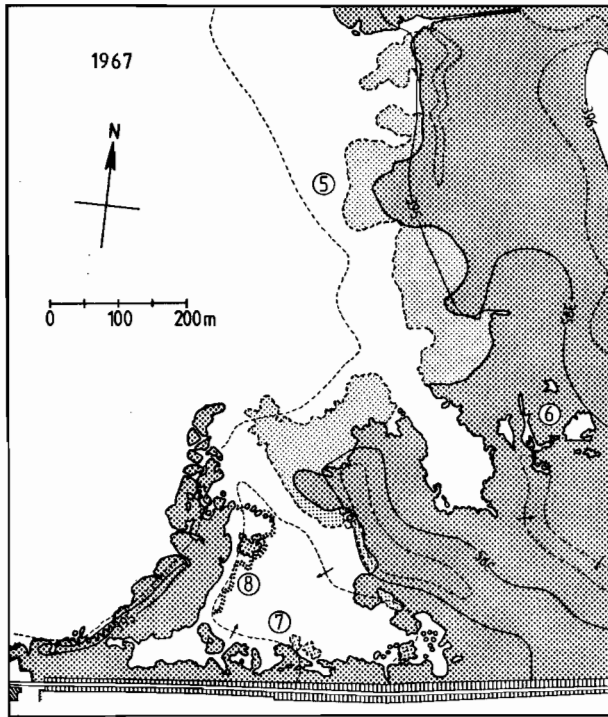
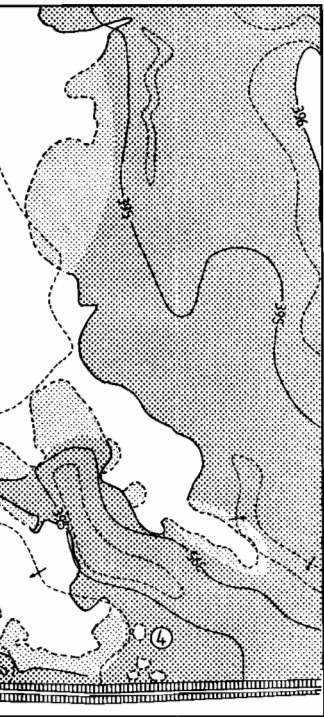


Abb. 4a–4e Entwicklung der Schilfbestände nördlich des Reichenauer Damms und im Giehrenmoos (umgezeichnet nach Senkrechtluftbildern der Befliegungen 1954, 1962, 1967, 1972 und 1978), SC – *Schoenoplectus lacustris*, Erläuterungen s. Text.

Röhrichtrückgang 1954–1978

Die Luftbilder von 1954 (Abb. 4a) zeigen nördlich des Reichenauer Damms dichte, geschlossene Schilfröhrichte, die an vielen Stellen die 394,5 m NN-Linie nach unten überschreiten. Vermutlich siedelte das Schilf nach dem Bau des Reichenauer Damms um 1823 zunächst auf den Strandwällen oberhalb 395,0 m NN und breitete sich dann in die dazwischenliegenden Gebiete aus. Die großen, breit zungenförmigen Lappen (1) dürfen als Röhrichte mit Ausbreitungstendenz angesehen werden. 1954 sind beide Buchten fast zugewachsen. Lediglich in der Nähe des Reichenauer Damms ist der Schilfgürtel in kleinere Buchten und Inseln aufgelöst (2); die Gründe sind unbekannt.

Auf den Luftbildern des Jahres 1962 (Abb. 4b) lassen sich erstmals »dichte« und »dünn« Bereiche unterscheiden; bei den »dünnen« Beständen handelt es sich teilweise um junge Röhrichte mit geringer Halmdichte. In der Nähe des Damms werden bereits punktuelle Schilfrückgänge sichtbar (3), indem sich die Bestände in kleinere Buchten und Inseln auflösen; auch »Lochbildung« kommt vor (4).

Eine wesentlich höhere Rückgangsrate ergibt sich zwischen 1962 und 1967 (Abb. 4c), also innerhalb von nur fünf Jahren. Besonders in der oberen Bildhälfte sind die Bestände teilweise um 50 m und mehr zurückgewichen (5), am rechten Bildrand werden Lochbildungen innerhalb geschlossener Röhrichte sichtbar (6). Während die östliche der beiden großen Buchten weiter zugewachsen ist, haben sich in der westlichen die Rückgänge verstärkt: Hier sind fast alle unter 394,5 m NN liegenden Bestände verschwunden (7). Bemerkenswerterweise sind die ehemaligen Bestandsflächen noch als Schattierung auf dem Luftbild zu erkennen (8); es handelt sich vermutlich um Schilfstoppeln, die mit Treibgut, Fadenalgen u. ä. behangen sind und daher auf dem hellen Kalkuntergrund als dunkle Säume in Erscheinung treten.

Bis 1972 (Abb. 4d) hat sich die Situation nicht durchgreifend verändert; die umfangreichen Löcher am rechten Bildrand sind deutlich zugewachsen, ebenso die SE-Ecke der Bucht am Reichenauer Damm. Der Anteil der »dünnen« Bestände hat sich gegenüber 1967 verringert, so daß nunmehr nur einige der in der oberen Bildhälfte gelegenen Röhrichte dazu zu zählen sind.

Bis 1978 (Abb. 4e) ergeben sich praktisch keine Änderungen; die seewärtigen Bestands-grenzen bleiben stabil. Sie sind besonders in der unteren Bildhälfte durch zahlreiche Schneisen, Inseln, Buchten und Lochbildungen gekennzeichnet (9). Ein Teil dieser Lücken wurde vermutlich durch Reusenfischerei hervorgerufen, indem die jungen Schilfhalmbe beim Auslegen und Leeren der Reusen niedergedrückt wurden.

	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

Tab. 3 Ausdehnung der Uferschilfröhrichte am Untersee in den Jahren 1954, 1967 und 1978 (nur deutsches Ufer, Angaben für 1954 für einige Strecken hochgerechnet)

Ein quantitatives Bild vom Umfang der Verluste gewinnt man durch maßstabsgetreue Auswertung der Luftbilder verschiedener Jahrgänge. Die Ergebnisse sind in Tab. 3 dargestellt. Danach umfaßten die Röhrichte des deutschen Untersee-Ufers zur Zeit ihrer

Maximalentfaltung (Serie 1954) rd. 379 ha, 1967 waren es nur noch 310 ha und 1978 schließlich noch 294 ha. Der flächenmäßig größte Rückgang (69 von 85 ha) fällt also in die Zeit zwischen 1954 und 1967. Anhand von sieben Uferabschnitten konnte der zeitliche Ablauf des Schilfrückgangs stärker differenziert werden; demnach fand der flächenmäßig größte Rückgang mit 60,5 % der gesamten seewärtigen Verlustfläche zwischen 1962 und 1967 statt. Einige weitere Luftbilder belegen drastische Verluste zwischen 1964 und 1967.

Im Inneren von *Typha*- und *Schoenoplectus*-Beständen wurden oft Reste einer ehemaligen *Phragmites*-Besiedlung angetroffen, etwa alte Schilfstoppeln oder vereinzelt lebende Schilfhalme. Vermutlich stellt insbesondere das Typhetum angustifoliae eine Ersatzgesellschaft für die seewärtig abgestorbenen Schilfröhrichte dar. Dies würde auch erklären, warum LANG bei seinen Untersuchungen zwischen 1961 und 1970 einige der um 1980 recht ausgedehnten Bestände nicht finden konnte.

Abschließend sei erwähnt, daß in den letzten Jahrzehnten auch einige *Schoenoplectus lacustris*-Bestände verschwunden sind (z. B. bei Moos, Reichenau-Bibershof, Insel Langenrain).

Stabilisierung der Röhrichte seit etwa 1980

Um die aktuelle Entwicklung der Schilffront zu verfolgen, wurden vom Deutschen Bund für Vogelschutz Konstanz ab 1984 zahlreiche Schilffrontabschnitte durch feste Pflöcke markiert (»Dauerstrecken«) (DIENST 1986). Die vor den jeweils 5 m langen Meßstrecken stehenden Halme wurden bei herbsthlichem Niederwasserstand gezählt. Durch Vergleich der Halmzahlen einer Dauerstrecke in verschiedenen Jahren ergibt sich, ob der Bestand tendenziell zurückgeht (Abnahme der Halmzahl) oder sich seewärts ausweitert (Zunahme der Halmzahl). Dividiert man die Halmzahl-Differenzen durch die durchschnittliche Halmhöhe seewärtiger Bestände (ca. 30 H./m²), erhält man einen rechnerischen Regressions- bzw. Progressionswert in Meter Frontverschiebung pro Jahr. Die Kartierungsergebnisse der Jahre 1984 bis 1988 liegen inzwischen publiziert vor (PIER & al. 1990). Danach ergibt sich folgendes Bild: Fast alle untersuchten Röhrichtabschnitte weiten sich seewärts aus. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit ist jedoch stark von den standörtlichen Bedingungen abhängig und variiert von Jahr zu Jahr (Abb. 5). Während sowohl Bestände nährstoffarmer Schneckenglisand-Sedimente wie auch solche verschlammter und abwasserbeeinflusster Uferzonen kontinuierlich seewärts vorwachsen, ist der Flächengewinn bei sturm- und wellenexponierten Standorten minimal. Im Mittel aller Standorte und Jahre liegt die Progressionsgeschwindigkeit knapp über 0,10 m/Jahr. Bereits nach Vorliegen von nur vier Meßperioden darf man davon ausgehen, daß sich die Röhrichtbestände des Untersees zukünftig langsam seewärts ausbreiten werden.

Faktoren der Schilffrontdynamik am Bodensee-Untersee

Das »Schilfsterben« ist ein Phänomen, das sich keineswegs nur auf den Bodensee beschränkt, sondern in ganz Mitteleuropa auftritt (OSTENDORF 1989). Die Ursachen sind – den Literaturangaben zufolge – vielschichtig, und bisher ist es nur an wenigen Seen gelungen, bestimmte Faktorenkomplexe dingfest zu machen. Für den Bodensee-Untersee konnte aufgrund von Luftbildauswertungen und Freilandmessungen eine Bewertung der möglichen Kausalfaktoren vorgenommen werden (OSTENDORF 1990). Demzufolge zeichnet sich ein Ursachenkomplex aus hydrologischen und meteorologischen Bedingungen im Sommer 1965 ab:

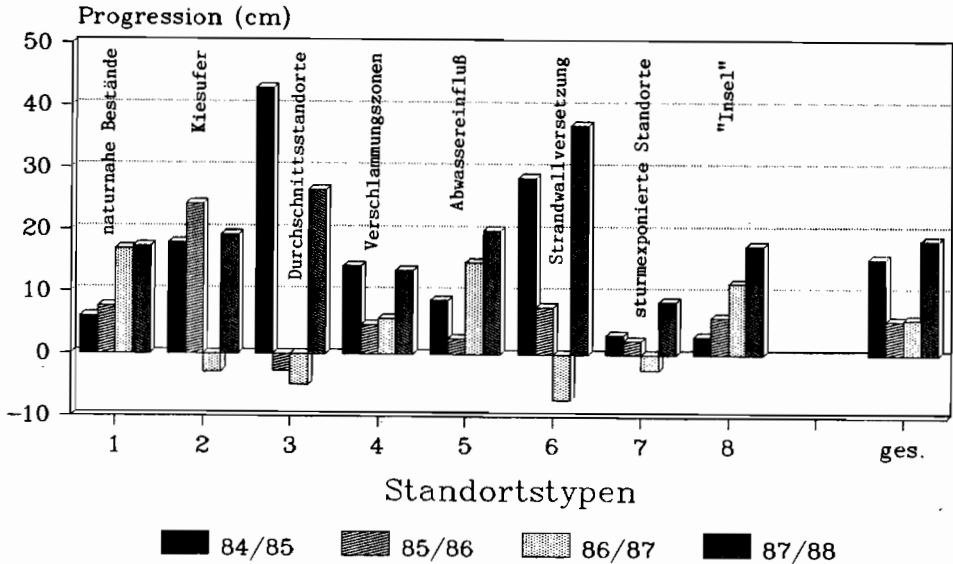


Abb. 5 Dynamik der Schilffront am Bodensee anhand acht ausgewählter Standortstypen von 1984/85 bis 1987/88 (n. PIER & al. 1990). Positive Werte – Progression in cm/Jahr, negative Werte – Rückgang; »Insel« – Restschilfbestand eines fehlgeschlagenen Schilfschnittversuchs bei Hegne.

Eine Gegenüberstellung von Schilfwachstum, Wasserstandskurve und Witterungsereignissen der Vegetationsperiode 1965 weist auf einige Ereignisse hin, die die seewärtigen Schilfbestände schwer in Mitleidenschaft gezogen haben: Zunächst ist es ein Hochwasser, das fünfthöchste seit 1817, das zeitweise bis zu $\frac{3}{4}$ der Halme überschwemmte, ferner Stürme von mehr als 4 Stunden Dauer am 16./17. Juni und am 30. Juni, die auf dem freien See Stärken zwischen 7 und 10 Beaufort erreichten, sowie schließlich schwere Hagelschläge am 26. Juni und am 10. Juli. Die beträchtlichen Schäden an Gebäuden, Uferbauten und landwirtschaftlichen Kulturen sind in der wissenschaftlichen Literatur und der Regionalpresse ausführlich dokumentiert, so daß die Auswirkungen auf Uferschilfbestände recht genau eingeschätzt werden können: Die jungen seewärtigen Halme wurden bis auf wenige Blätter an der Sproßspitze überschwemmt und durch Wellengang und Treibgut niedergewalzt. Einige weiter landeinwärts stehende Bestände, die den mechanischen Belastungen standgehalten hatten, wurden durch Hagelschläge »entblättert«. Infolge Sauerstoffmangels starben kurz nach den Halmen auch die unterirdischen Rhizome ab. Gegen Ende der Vegetationsperiode wiesen die Röhrichte einen uferparallelen, ca. 10 m breiten bräunlich verfärbten Schilfstreifen auf, dessen Strukturen wie von See nach Land »gekämmt« aussahen. Es handelte sich hierbei um die Zone des stark geschädigten und vermutlich schon weitgehend abgestorbenen Schilfs.

Die Vegetationsperioden 1966 und 1967 waren ähnlich ungünstig, so daß angenommen werden kann, daß die bereits schwer in Mitleidenschaft gezogenen Röhrichte weiter abstarben. Ende Juli 1967 wurde die bereits angesprochene Luftbildbefliegung durchgeführt. Die Bilder zeigen das Resultat des Schilfrückgangs: seewärtig stark zerfranste oder in Bulte aufgelöste Bestände sowie als Schatten die »Stoppelflächen« der ehemaligen Bestandsausdehnung; teilweise waren die Bestände stark ausgelichtet.

In der Abb. 6 sind die hydrologischen und meteorologischen Faktoren und ihre Wirkungen auf das Schilfröhricht im Zusammenhang dargestellt.

Das für dieses Jahrhundert einmalige Zusammentreffen von Hochwasser, schweren Stürmen und Hagelschlägen in der Hauptwachstumsperiode von *Phragmites australis* läßt zunächst offen, warum noch in den 70er Jahren Bestandsverluste auftraten, bzw. warum das Schilf in den vergangenen zwei Jahrzehnten sein ursprüngliches Areal nicht wieder einnehmen konnte. Zwei Faktoren dürften hierbei eine Rolle gespielt haben: die überaus langsame Erholungsphase subletal geschädigter Bestände und die veränderte Belastungscharakteristik seewärtiger Schilfröhrichte nach 1965/67:

- Durch die vorangegangene Schädigung waren die geschwächten Bestände gegenüber mechanischen Belastungen aller Art empfindlicher; diese ergaben sich wahrscheinlich stärker als in den Jahren vor 1965 durch Massenentwicklungen von Fadenalgen (MATTERN 1970, OSTENDORP 1992a).
- Der Bestandsrückgang 1965/67 bedeutete nicht nur eine laterale sondern auch eine vertikale Verschiebung der seewärtigen Schilfgrenze um etwa 0,3 Meter. Damit rückte die Bestandsgrenze in einen Kotenbereich, in dem die Aufenthaltshäufigkeit des herbstlichen Wasserstandes maximal ist. Dadurch trat wesentlich häufiger als vor 1965 die Situation ein, daß sich windinduzierte Wellen im unmittelbaren Bereich der Schilffront brachen und dabei große Energien freisetzten. Mitgeführtes Treibgut wurde in kompakter Form und mit großer Wucht gegen die Halme gedrückt, anstatt wie früher in locker suspendierter Form und mit weit geringeren Translationsenergien zwischen den Halmen durchzuwandern. Dieser Effekt wurde durch eine flächenhafte Erosion der Stoppelflächen verstärkt, da nun die Bodenreibung der heranrollenden Welle herabgesetzt war, ihre Energie also unverändert hoch blieb. Die stärkere mechanische Belastung führte tendenziell zu höheren Halmverlusten und zu einer Verzögerung der Regeneration der in den Jahren 1965/67 subletal geschädigten Schilfbestände.

Die hier diskutierten Faktoren können freilich das Schilfsterven nicht vollständig erklären: Beispielsweise kam es noch zu Anfang der 80er Jahre in 56 seewärtigen Röhrichtbeständen zu Auflösungserscheinungen. Da aber insgesamt nur etwa 0,5 ha Schilffläche davon betroffen waren, wurde den Ursachen nicht eigens nachgegangen. Neuere Untersuchungen deuten auf eine schwere Schädigung der Schilfrhizome durch die Larven des Schilfkäfers *Donacia clavipes* (F.) hin (FUCHS 1991).

Schilfpflegemaßnahmen

Bald, nachdem am Bodensee-Untersee der Rückgang umfangreicher Schilfflächen offensichtlich geworden war, erhob sich die Forderung nach Schutz und Pflege der verbliebenen Bestände. Ausgangspunkt gezielter Maßnahmen war seinerzeit die »chemisch-physiologische« Absterbehypothese, die vor allem von SCHRÖDER 1979 vertreten wurde. Ihr folgend ist das Schilfsterven am Untersee letztlich durch die Eutrophierung des Freiwassers verursacht worden. 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 Sedimentoberschichten verantwortlich. Damit verbunden komme es in der sedimentnahen Wasserschicht zu erheblichen Sauerstoffdefiziten, begleitet von hohen Konzentrationen reduzierter Substanzen (Schwefelwasserstoff, Methan u. a.), die sich letztlich toxisch auf die

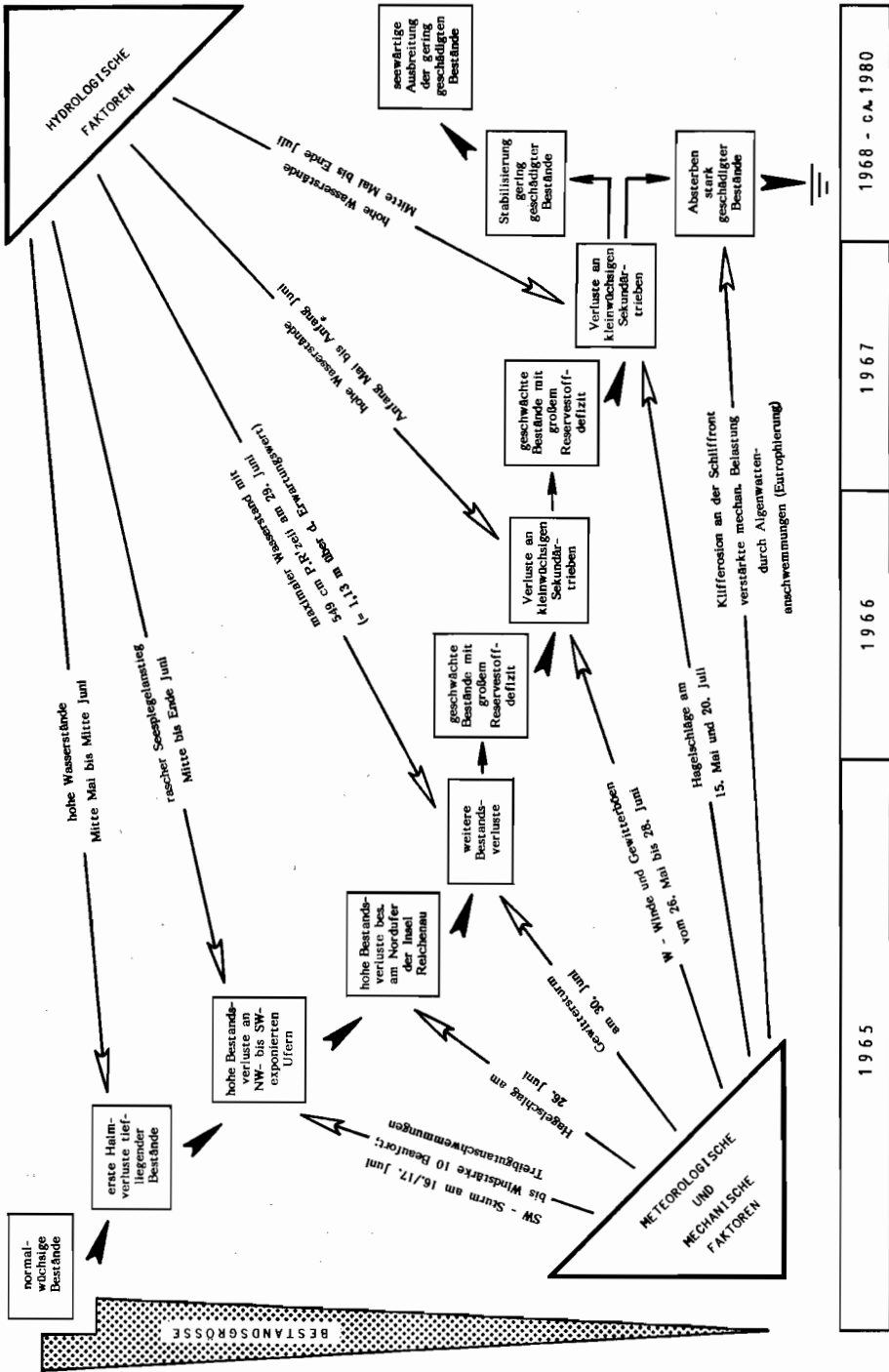


Abb. 6 Ursachen und Verlauf des Schilfrückgangs 1965 bis ca. 1980 (schem.)

Schilfpflanze auswirkten. Verstärkt werde dieser Effekt durch angeschwemmte Fadenalgenwatten.

Um dem abzuwehren, sah das Schilfpflegekonzept vor, den stetigen Zustrom von Nährstoffen in die Schilfgebiete zu unterbrechen. Ein geeignetes Mittel schien der Winterschnitt des Schilfs bei gleichzeitiger Entfernung des Mähgutes zu sein. Ferner sollte eine bessere Durchströmung der Schnittflächen während der sommerlichen Überflutungsperiode und damit eine bessere Sauerstoffversorgung erreicht werden, die für eine beschleunigte Mineralisation der organischen Substanz sorgen sollte. Letztlich wurde von den Schnittmaßnahmen eine Zunahme oder zumindest eine Stabilisierung der Schilf-Bestandsfläche erwartet. Von 1979 bis 1983 wurden in einem Untersuchungsprogramm parallel zu den Pflegemaßnahmen deren Auswirkungen auf die Schilfbestände untersucht (vgl. Abb. 2).

Die Mahd wurde mit Raupenfahrzeugen verschiedener Fabrikate durchgeführt, die i. d. R. mit einem auswechselbaren Arbeitskopf (Messerbalken, Kreiselmäher, Schlegelwerk) ausgerüstet waren. Davon war das Schlegelwerk mit seinen Y-förmigen, mittels Schäkeln an einer rasch rotierenden Walze befestigten Messern auch in dichten, verfilzten Beständen einsetzbar. Das Mulchgut wurde entweder von Hand entfernt oder mit einem Gebläse direkt von der Schlegelwalze abgesaugt und in einen Container geblasen.

Im Hinblick auf die eingangs kurz angeschnittene Problematik und die daraus resultierenden Schilfpflegekriterien haben die Untersuchungen folgendes ergeben:

1. Der Schilfschnitt führt nicht zu der gewünschten Erniedrigung, sondern zu einer Erhöhung der Halmdichte; wenn es in wenigen Fällen doch zu einer Abnahme kommt, sind Sekundärschäden die Ursache (Vernichtung der Jungsprosse durch Schlamm- oder Wasserpflanzenspäusäure) (Abb. 7).
2. Die mechanische Belastbarkeit der Bestände wird nicht erhöht, sondern verringert. Die Ursachen liegen sowohl in einer Schwächung des Stengelwandgewebes, als auch in der veränderten Bestandsstruktur.
3. Der Gehalt der Sedimentoberschichten an organischer Substanz, an Phosphor und Stickstoff nimmt nicht ab, sondern eher zu, indem Kalkschlamm-Material aus dem schilffreien Litoral in die Bestände hineingespült wird (Abb. 7).
4. Die Bestandsfläche geschnittener Bestände nahm nicht zu, sondern verringerte sich um 2,85 ha (Abb. 8 u. 9); verantwortlich waren nicht nur Beschädigungen der Rhizome durch die Ketten der Mähfahrzeuge, sondern auch Verluste durch Stürme, Treibgutanschwemmungen und Fadenalgenentwicklung, Faktoren, die die geschnittenen Bestände wesentlich stärker trafen als die unbehandelten Vergleichsbestände.

Winterschnitt ist damit am Untersee offensichtlich kein Beitrag zur Erhaltung und Pflege der Uferröhrichte. Vielmehr bedeutet er eine Erhöhung ihrer Anfälligkeit gegenüber natürlichen Stressoren. Aus diesen Gründen ist vom Schnitt seewärtiger Uferschilfröhrichte abzuraten.

Zahlreiche Untersuchungen an anderen Gewässern belegen, daß die schnittbedingten bestandsstrukturellen und sedimentchemischen Unterschiede auch andere Bereiche der Röhricht-Biozönose beeinflussen. So ist die Reaktion der Schilf-Brutvögel recht genau bekannt: Geschnittene Röhrichte werden von vielen Arten nicht als Brutbiotop angenommen (OSTENDORP 1992b). Insgesamt gibt es von seiten des Naturschutzes keine Hinweise auf die Notwendigkeit oder den Nutzen des Winterschnittes. Fischereibiologische Untersuchungen sind in diesem Zusammenhang nicht bekannt geworden, so daß sich die Behauptungen über die günstige Wirkung auf Fischfang und Nutzfischbestände lediglich auf die subjektive Einschätzung ortsansässiger Fischer stützen.



Abb. 7 Mechanische Schädigung der Schnittfläche HORN durch Stürme im Frühjahr 1981: im Vordergrund durch eine Schlammwalze niedergedrückte Halme, dahinter der Spülsaum aus Kalkschlamm und organischen Resten; im Hintergrund die ungeschädigte Schnittfläche sowie die ungeschnittene Vergleichsfläche.



Abb. 8 Maschinenbedingte Ausfälle auf der Schnittfläche HEGNE-OST: Ausfallzone in Bildmitte, am linken Bildrand intakte Schnittfläche mit austreibendem Jungschilf im Frühjahr 1981, im Hintergrund und am rechten Bildrand nicht geschnittene Altschilfbestände (vgl. auch Abb. 9).

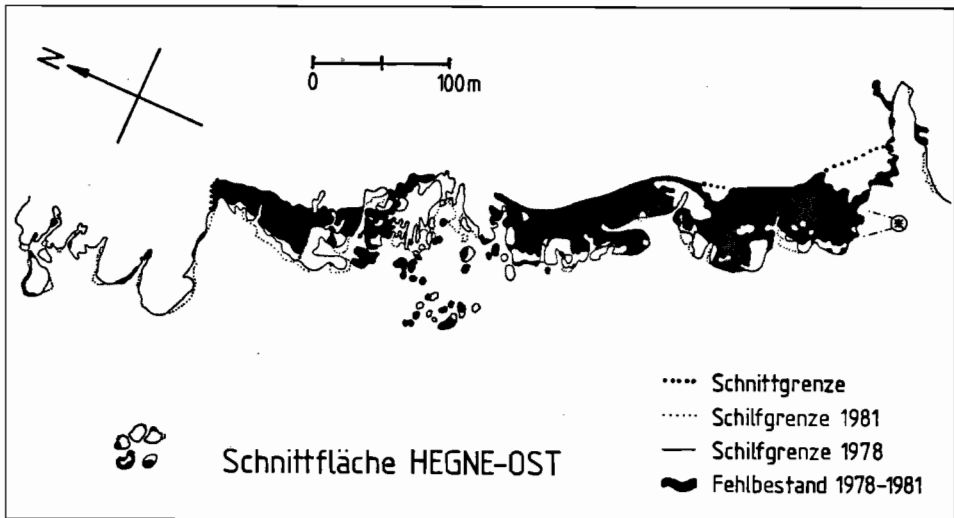


Abb. 9 Maschinenbedingte Ausfälle auf der Schnittfläche HEGNE-OST (Luftbildumzeichnung),
 ⊙ – Standpunkt des Betrachters in Abb. 8

Uferrenaturierungsmaßnahmen

Die Diskussion der Ursachen des Schilfrückgangs am Bodensee-Untersee hatte erbracht, daß nicht etwa die Eutrophierung, sondern hydrologische und meteorologische Ereignisse der Jahre 1965–67 sowie deren Folgewirkungen wesentlich für die Verluste an seewärtigem Schilf verantwortlich sind. Da diese Faktoren nur von einmaliger, wenn auch nachhaltiger Wirkung waren, darf man annehmen, daß die Bestände im Laufe der Zeit ihr ursprüngliches Areal zurückerobern (vgl. Abb. 5). Allerdings liegen die jährlichen Progressionswerte im Bereich von 0,1 bis 0,2 m/Jahr; eine 10 m breite seewärtige Stoppelzone wäre rechnerisch erst nach 50 oder mehr Jahren wieder mit Schilf bedeckt! Besondere Schutzmaßnahmen oder künstliche Anpflanzungen erscheinen dennoch im Augenblick nicht notwendig, insbesondere dann nicht, wenn sich ihre Erfolgprognosen auf ähnlich unsichere Hypothesen stützen wie im Falle des Schilfschnitts. Wünschenswert ist dagegen eine langfristige Fortsetzung des vorstehend angesprochenen Untersuchungsprogramms des DBV Konstanz. Gleichzeitig sollte der Frage nachgegangen werden, warum auch heute noch einzelne Bestände absterben (vgl. FUCHS 1991).

Zukünftig sollten sich Eingriffe am Ufer darauf beschränken, die »Sünden der Vergangenheit« rückgängig zu machen, indem Uferaufschüttungen und Uferverbau entfernt und bestimmte Ufernutzungen reduziert werden: Künstlich umgestaltete Uferabschnitte sollen in einen möglichst naturnahen Zustand zurückversetzt werden (»Uferrenaturierung«). Dazu gehört auch die Neuanpflanzung von Röhrriechen als standortgemäßer Ufervegetation.

Bisher wurden am Untersee neun entsprechende Vorhaben umgesetzt (Abb. 2). Nicht in jedem Falle verliefen die Eingriffe erfolgreich. Die Schilfpflanzungen in Reichenau-Oberzell sowie in Markelfingen erwiesen sich als nicht wuchskräftig genug, um mit dem

steigenden Wasserstand im Frühsommer Schritt zu halten: Die Halme ertranken oder wurden durch Wellengang vernichtet (vgl. PEINTINGER 1986). Die Probefläche Reichenau-Oberzell wurde aufgegeben, in Markelfingen war eine Neubepflanzung notwendig, die sich mittlerweile stabilisiert hat. Andere Flächen wurden überhaupt nicht bepflanzt (Radolfzell-Hafen Wäschbruck) oder aber die Schilfpflanzungen lagen im Bereich der MHW-Linie und darüber, sind also eher als Landschilf-Röhrichte anzusprechen. In der Regel verliefen die Pflanzungen zumindest im landwärtigen Abschnitt erfolgreich.

Damit werden zwei Problemkomplexe offenbar, die bislang bei der Konzeption von Renaturierungen zu wenig diskutiert wurden:

- Was soll mit einer bestimmten Renaturierungsmaßnahme erreicht werden? Welches sind die Entwicklungsziele, welches die Erfolgskriterien? Welche (positiven) Auswirkungen auf die Ufer- und Litoralbiozönose sind zu erwarten?
- Unter welchen Voraussetzungen kann erfolgreich Schilf angepflanzt werden? Welches sind die optimalen Vorkultivierungs- und Pflanztechniken? Müssen die Jungschilfbestände besonders geschützt oder gepflegt werden? Werden sich die gepflanzten Bestände seewärts ausdehnen?

Renaturierungskriterien

Mit folgendem Definitionsvorschlag soll versucht werden, Leitgedanken über die Ausgangsvoraussetzungen und Ziele einer Renaturierung zu formulieren:

Uferrenaturierungsmaßnahmen sind ingenieurbioologische Eingriffe

- a) an einem (stabilen oder nicht stabilen) naturfernen, stark baulich umgestalteten Uferabschnitt oder
- b) an einem instabilen naturnahen Uferabschnitt.

Sie haben zum Ziel, das expositions-, substrat- und geländetypische naturnahe, langfristig stabile Ufer wiederherzustellen. Dabei sind stets diejenigen Maßnahmen anderen vorzuziehen, die dieses Ziel mit einem Minimum an bautechnischem Aufwand erreichen.

Kriterien für den naturfernen bzw. naturnahen Zustand eines Uferabschnittes sind

1. die Geländeneigung im Bereich der ufernahen Brecherlinie (etwa zwischen mittlerer Niedrigwasser- und Hochwasserlinie),
2. das Vorherrschen standorttypischer Sedimente und Korngrößen,
3. das Vorhandensein einer naturnahen Vegetation bzw. Vegetationszonierung,
4. das Vorhandensein von Uferbauwerken, die den sohlennahen Uferlängstransport von Sedimenten und suspendierten Trübstoffen verändern,
5. die Art und die Intensität der menschlichen Nutzung.

Kriterien für die Stabilität bzw. Instabilität des Uferabschnittes sind:

1. starke Dynamik der Gewässersohle zwischen mittlerer Niedrigwasser- und Hochwasserlinie (Flächen- oder Klifferosion, Akkumulation von Sand, Seekreideschlamm oder Faulschlamm),
2. Veränderung der Bestandsgröße der mehrjährigen Litoralvegetation (Röhrichtgürtel, mit Einschränkungen auch Laichkrautwiesen).

Informationen über die Morphologie und Sedimentzusammensetzung naturnaher Ufer können am Bodensee oft noch in der näheren Umgebung des zu renaturierenden Abschnittes gewonnen werden.

Neuanpflanzung von Schilf

Die Verwendung von *Phragmites australis* und anderen Röhrichtbildnern im ingenieurbio-logischen Wasserbau reicht bis in das vorige Jahrhundert zurück. Inzwischen liegt ein reicher Erfahrungsschatz im Umgang mit den Pflanzen selbst und mit den auf sie abgestimmten ›toten‹ Werkstoffen vor. Allerdings zeigen die Literaturerfahrungen auch die Grenzen des Einsatzes von Röhrichtpflanzungen auf: Schilfpflanzungen sind dann erfolgreich, wenn

- sie oberhalb des mittleren Mittelwassers liegen,
- keine allzu starken jährlichen Wasserstandsschwankungen auftreten,
- die Strömung gering ist (weniger als 0,5 m/s),
- der Wellengang durch Wind oder Schiffsverkehr gering ist,
- die mechanische Belastung durch Treibgut, Müll usw. gering ist,
- das Substrat nährstoffreich ist,
- sie nicht durch Bäume und Sträucher beschattet werden,
- Wasservögel, vor allem Schwäne und Bläbühner, keinen Zugang haben,
- genügend Zeit (ca. 3–5 Jahre und mehr) bis zur Entfaltung ihrer Schutzfunktion gegeben ist.

Sind einige dieser Bedingungen nicht verwirklicht, drohen Schilfpflanzungen zu scheitern.

Am Untersee sind nicht alle dieser Voraussetzungen gegeben: Der Bodensee weist starke jährliche Wasserstandsschwankungen auf; Spitzenhochwässer während der Aufwuchsphase (zuletzt 1986 und 1987) sind nicht selten. Gleichzeitig ist die Belastung durch windinduzierte Wellen recht hoch, die überdies durch treibende Makrophytenwatten beträchtlich verstärkt werden kann. Landwärtige Pflanzungen sind von diesen Faktoren naturgemäß weniger betroffen als seewärtige. Andererseits sind es gerade die seewärtigen Röhrichte, die ökologisch besonders wertvoll sind und daher im Zuge von Neupflanzungen geschaffen werden sollten: Schilfnaturierung am Bodensee-Untersee ist also Schilfnaturierung unter extremen Zielsetzungen und unter extremen Bedingungen. Derzeit werden die optimalen Werbungs-, Pflanz- und Unterhaltungsbedingungen noch untersucht (PIER 1989, KRUMSCHEID-PLANKERT 1992).

Ausblick

Die Entwicklung der Uferröhrichte am Bodensee-Untersee ist durch eine kräftige seewärtige Ausdehnung in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts und durch ein ›Schilfsterben‹ zwischen etwa 1960 und 1980 gekennzeichnet. Um 1978 war die laterale Ausdehnung der Röhrichte immer noch größer als zu Ende des vergangenen Jahrhunderts. Gleichwohl genießt das Uferröhricht heute eine weitaus größere öffentliche Aufmerksamkeit als seinerzeit, denn einige Randbedingungen haben sich geändert und erfordern Schutz und Unterhaltungsmaßnahmen: So hat sich die Nutzung der Uferzone durch den Menschen sowohl landseitig wie seeseitig verstärkt (Aufschüttungen, Häfen und Steganlagen, Bojenfelder, ›wilde‹ Badenutzung u. a.). Hier gilt es aus der Sicht des Natur- und Gewässerschutzes, die Nutzungen zu reduzieren, zu bündeln, und so weit wie möglich in das Hinterland zu verlegen, eine Forderung, die, bereits von K. BUCHWALD 1973 vertreten, immer noch nicht umgesetzt wurde. Seit den 80er Jahren breiten sich viele Uferröhrichte wieder langsam seewärts aus, andere sterben jedoch nach wie vor ab. Die Gründe sind nur unzureichend bekannt. Daher sollte ein langfristiges Forschungspro-

gramm in Gang gesetzt werden, das die Entwicklung der Röhrichte jährlich durch ›Schilffrontkartierungen‹ und etwa alle 10 Jahre durch eine flächendeckende Luftbildbefliegung verfolgt. Ein derartiges ›Monitoring‹-Programm wird beispielsweise seit 1962 in fünfjährigem Rhythmus an der Berliner Havel durchgeführt (SUKOPP & MARKSTEIN 1989). Gleichzeitig sollten im Rahmen dieser Bestandskontrollen Schädigungsfaktoren und Schadbilder erfaßt und ausgewertet werden.

Im Hinblick auf praktische Maßnahmen fehlt bislang ein Renaturierungskonzept, das die übergreifenden Zielsetzungen und Erfolgskriterien diskutiert. Insbesondere sollten die einzelnen Maßnahmen von wissenschaftlichen Voruntersuchungen und Erfolgskontrollen begleitet werden.

Wenn im Zuge einer Renaturierung bestehende Uferbauwerke (Mauern, Steinsetzungen, Aufschüttungen) beseitigt werden sollen, ist eine bloße Vorschüttung unerwünscht, da sie im Endeffekt einer Landgewinnung gleichkäme; statt dessen sollten die landwärtigen Grundstückseigner angehalten werden, ihre Grundstücksgrenze mit in die Planung eingliedern zu lassen, so daß Mauern und Aufschüttungen abgetragen werden und der vorzuschüttende Profilquerschnitt möglichst klein ausfallen kann. Nicht unter den Begriff ›Renaturierung‹ fallen sollten »uferverschönernde« Maßnahmen, die eine ausgesprochen häßliche Ufergestaltung (z. B. Ufermauern) gegen eine optisch freundlichere (etwa Wackenschüttungen mit Grünbepflanzung) austauschen, wobei – wie so oft – seeseitige Nutzungen beibehalten oder intensiviert werden. Auch sollten Renaturierungen an einem Abschnitt nicht als Ausgleich für die intensivere Nutzung und Verbauung anderer Uferbereiche betrachtet werden.

Abschließend sei festgestellt, daß die an sich sehr begrüßenswerten Vorhaben des Rückbaus verbauter Uferstrecken und der Uferrenaturierung ernstzunehmende bauliche Eingriffe in den Gewässerhaushalt darstellen. Sie tragen – ungeachtet ihrer baulichen Stabilität – das Risiko des Scheiterns mit sich, in der Weise nämlich, daß sich die gewünschten Verbesserungen nicht einstellen und/oder unerwünschte Nebeneffekte eintreten. Um die konzeptionelle Planung ›sicherer‹ zu machen, sind Grundlagenforschungen über Wellenverhalten und Sedimenttransport in der Flachwasserzone sowie über dezentriale ufergeschichtliche Veränderungen notwendig. An solchen Grundlagenenergebnissen aber fehlt es, so daß sich eine konkrete Baumaßnahme oft nur aus dem persönlichen Erfahrungshintergrund der jeweiligen Planer begründet.

LITERATUR

- BAUMANN, E. 1911: Die Vegetation des Untersees (Bodensee). – Arch. Hydrobiol. Suppl. 1: 554 S.
- BUCHWALD, K. 1973: Gutachten für einen Landschaftsrahmenplan Bodensee – Baden-Württemberg. – Hg. v. Min. f. Ernährung, Landwirtschaft u. Umwelt, Stuttgart 209 S. + 8 Ktn.
- DIENST, M. 1986: Zur Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee. – Natur u. Landschaft 61: 137–139.
- ELLENBERG, H. 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. – 4. Aufl. Stuttgart, 989 S.
- FUCHS, Chr. 1991: Phytophage Arthropoden im Röhrichtgürtel des Bodensee-Untersees und ihr Einfluß auf die Vitalität des Schilfs. – Dipl.arb. Limnol. Inst. Univ. Konstanz, 82 S.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. 1992: Ufersanierung und Röhrichtschutz – Abschlußbericht zum Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben ›Wiederansiedlung von Schilfbeständen am Bodensee‹. – Bericht des Limnologischen Instituts, Universität Konstanz (in Vorbereitung).
- LANDOLT, E. 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. – Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich 64: 1–208.
- LANG, G. 1967: Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 32: 437–574.

- LANG, G. 1968: Vegetationsänderungen am Bodenseeufer in den letzten hundert Jahren. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee 86: 295–319.
- LANG, G. 1973: Die Vegetation des westlichen Bodenseegebietes. – Fischer, Jena, 451 S. + 16 Taf. + 86 Tab. i. A.
- LANG, G. 1981: Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967. – Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 26: 1–64.
- LIESE-KLEIBER, H. 1985: Pollenanalysen in vorgeschichtlichen Ufersiedlungen – Vergleich von Untersuchungen am westlichen Bodensee und Neuenburger See. – Materialhefte zur Vor- und Frühgeschichte in Bad. Württ. 7: 200–240.
- MATTERN, H. 1970: Beobachtungen über die Algenflora im Uferbereich des Bodensees (Überlinger See und Gnadensee). – Arch. Hydrobiol. Suppl. 37: 1–167.
- OSTENDORP, W. 1989: 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of literature. – Aquatic Botany 35: 5–26.
- OSTENDORP, W. 1990: Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – Carolinea 48: 85–102.
- OSTENDORP, W. 1992a: Shoreline algal wash as a factor in reed decline in Lake Constance-Untersee. – Hydrobiologia (im Druck).
- OSTENDORP, W. 1992b: Schilf als Lebensraum. In Vorbereitung.
- PEINTINGER, M. 1986: Schilfpflanzversuch Markelfingen 1986 – Wissenschaftliche Begleituntersuchung. – Ber. d. Deutschen Bundes für Vogelschutz Konstanz, 11 S. + Tabb. u. Abb. i. A., Konstanz.
- PIER, A. 1989: Schilfanzuchtversuch 1988 des Deutschen Bundes für Vogelschutz. – Ber. d. Deutschen Bundes für Vogelschutz Konstanz, 28 S., Konstanz.
- PIER, A., M. DIENST u. H. STARK, 1990: Die Dynamik der Schilffront am Bodensee-Untersee von 1984 bis 1988. – In: H. SUKOPP u. M. KRAUSS (Hg.), Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung (Berlin) 71: 78–85.
- RÖSCH, M. 1987: Der Mensch als landschaftsprägender Faktor des westlichen Bodenseegebietes seit dem späten Atlantikum. – Eiszeitalter und Gegenwart 37: 19–29.
- SCHLICHTERLE, H. 1990: Die Sondagen 1973–1978 in den Ufersiedlungen Hornstaad – Hörnle I. – Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg 36: 221 S. + 69 Taf. i. A.
- SCHRÖDER, R. 1979: The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung. 19: 43–48.
- SUKOPP, H. u. B. MARKSTEIN 1989: Die Vegetation der Berliner Havel, Bestandsveränderungen 1962–1987. – Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin) 64: 128 S. + Ktn. i. A.
- WILMANN, O. 1984: Ökologische Pflanzensoziologie. 3. Aufl., 372 S., UTB-Taschenbuch.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Wolfgang Ostendorp, Limnologisches Institut der Universität Konstanz,
Postfach 5560, D-7750 Konstanz