

Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß

von HERBERT SUKOPP, BARBARA MARKSTEIN und LUDWIG TREPL

An den Ufern der Havelseen im Berliner Stadtgebiet bilden Röhrichte des *Scirpo-Phragmitetum* unter natürlichen Verhältnissen einen 10 bis 100 m breiten Gürtel. Da die Havelseen heute zu den beliebtesten Erholungsgebieten in Berlin gehören, sind ihre Ufer durch Sportboote, Badebetrieb und andere Nutzungen einer starken Beanspruchung ausgesetzt. Gleichzeitig sind die Havelseen als Gewässer erster Ordnung für den allgemeinen Gebrauch freigegeben und seit 90 Jahren Vorfluter für die Berliner Rieselfelder, woraus sich zahlreiche Probleme des Umweltschutzes ergeben. Um Unterlagen über den gegenwärtigen Zustand der Havelufer zu gewinnen, wurde die Ufervegetation der Havel und des Tegeler Sees 1962, 1967 und 1972 im Maßstab 1:4000 kartiert (SUKOPP 1963, 1971, 1973; SUKOPP und KUNICK 1968, 1969; SUKOPP, MARKSTEIN und TREPL 1975). Über Ergebnisse dieser Untersuchungen soll im folgenden berichtet werden.

Charakteristik des Gebietes

Die Havel hat als typischer Flachlandfluß ein geringes Gefälle von 39 m bei einer Länge von etwa 340 km. Nach Einmündung der Spree umfaßt das Einzugsgebiet der Havel 13 818,5 km² mit einem durchschnittlichen Abfluß von etwa 55 m³/s. Das Maximum der Wasserstände im Jahreslauf liegt im Frühjahr, das Minimum im Herbst (September). Die mittlere jährliche Schwankung beträgt an der Unterhavel 95 cm. Die geringere jährliche Schwankung an der Oberhavel dagegen (1951 bis 1960: 45 cm) ist auf den Ausgleich durch den Spandauer Schleusenstau zurückzuführen. Die Havel fließt größtenteils im Jungmoränengebiet. Die Berliner Havelseen liegen in Sandgebiete eingesenkt.

Das Röhricht, das bis in eine Wassertiefe von 110–120 cm reicht, wird auf sandigem Grund aus Beständen von Schilf (*Phragmites communis*¹) gebildet. An der Oberhavel bildet das Schilf mehr als die Hälfte des Röhrichts; an der Unterhavel ist es mit mehr als 90 % Bestandesanteil die vorherrschende Art. Der Schmalblättrige Rohrkolben (*Typha angustifolia*), der vorwiegend auf schlammigem Grund wächst, bildet an der Oberhavel als gestautem Fluß 30 % der Bestände. Ebenfalls auf die Standortverhältnisse ist das reichere Vorkommen von *Carex riparia* an der Oberhavel sowie das dortige Fehlen des *Xanthio albini-Chenopodietum*, des *Cypero fuscii-Limoselletum* und des *Agropyro-Rumicion crispi* zurückzuführen.

Pflanzengeographisch sind die Röhrichte des Berliner Havelgebietes durch zwei Arten ausgezeichnet, deren Verbreitungsgrenzen teilweise durch Berlin verlaufen: die nordische *Scolochloa festucacea* und die südöstliche *Urtica kioviensis* (KONCZAK, SUKOPP u. WEINERT 1968).

Veränderungen des Röhrichtbestandes der Berliner Havel 1962–1972

Veränderungen des Bestandes bezogen auf die Längsausdehnung

Der Röhrichtbestand der gesamten Berliner Havel hat sich zwischen 1962 und 1972 stark vermindert (s. Abb. 1). Waren 1962 noch 37,4 km, d. h. 40 % der Uferlinie mit Röhricht bedeckt, zeigte sich 1967 bereits ein Rückgang um 15,8 % auf 31,6 km der Uferlinie. Die Ab-

¹ Nomenklatur nach OBERDORFER 1970

nahme zwischen 1967 und 1972 weist größere Dimensionen auf. 1972 waren nur noch 21,6 km der Ufer mit Röhrlicht bestanden; das entspricht einem prozentualen Rückgang von 42,4% gegenüber 1962 (vgl. Tab. 1). Das heißt aber, daß eine Vernichtung von nahezu der Hälfte des gesamten Bestandes innerhalb von 10 Jahren stattgefunden hat. Verteilt man die ermittelten Werte rechnerisch gleichmäßig auf den gesamten Beobachtungszeitraum, beträgt der jährliche Verlust 1600 m. Die Vernichtung der letzten Bestände würde demnach in weiteren 13 Jahren eingetreten sein.

Tab. 1: Vergleich des Röhrlichtbestandes der Berliner Havel 1962, 1967 und 1972, bezogen auf Ausdehnung parallel zur Uferlinie (ohne Berücksichtigung der Flächenausdehnung)

	Länge d. Uferlinie		Röhrlicht in % der Länge der Uferlinie		Veränderungen des Röhrlichts zw. 1962/67		1962/72		
	km	%	1967 km	%	1962 km	%	in % des Bestandes 1967	1962	
Niederneudorfer See	3,028	35,7	1,684	54,4	1,868	61,7	-34,3	-11,8	-42,0
Ostufer Oberhavel, Süden- de d. Niederneudorfer Sees - Tegelort, Scharfenbergstr.	5,932	31,3	2,660	44,8	2,524	42,5	-30,1	+ 5,4	-26,0
Westufer Oberhavel, Zonengrenze bis Spand. Schleuse	7,340	14,3	1,668	22,7	1,600	21,8	-37,1	+ 4,3	-34,3
Ostufer Oberhavel Kl. Maiche bis Spand. Schleuse	4,220	10,7	0,880	20,9	1,132	26,8	-48,7	-22,3	-60,1
Ufer d. Tegeler Sees (Tegelort-Neheimer Str. Kl. Maiche)	12,248	15,5	2,760	22,6	3,724	30,4	-31,2	-25,9	-49,0
Scharfenberg Valentinswerder, Maie- werder, Baumwerder, Reis- werder, Lindwerder, Has- selwerder	2,820	20,5	0,844	29,9	1,680	59,6	-31,3	-49,8	-65,5
Eiswerder, Pionierin- sel, Kl. u. Gr. Wall	6,368	28,2	2,084	32,7	2,992	47,0	-13,7	-30,3	-39,8
Ostufer Unterhavel Gmünde bis Glienicke- rbrücke	2,284	3,5	0,164	7,2	0,204	8,9	-51,3	-19,6	-60,8
Westufer Unterhavel von Gmünde bis Zonen- grenze	26,764	27,3	9,984	37,3	10,728	40,1	-26,8	- 6,9	-31,8
Pfaueninsel, Schwänen- werder, Imchen, Kälber- werder, Lindwerder	13,040	20,8	4,616	35,4	5,216	40,0	-41,1	-11,5	-47,8
Oberhavel	8,864	31,2	4,296	48,5	5,860	66,1	-35,6	-26,7	-52,9
Unterhavel	44,240	19,9	12,708	28,7	15,724	35,5	-30,7	-19,2	-44,0
Berliner Havel	48,668	26,3	18,896	38,8	21,804	44,8	-32,3	-13,4	-41,3
	92,908	23,2	31,604	34,0	37,528	40,4	-31,6	-15,8	-42,4

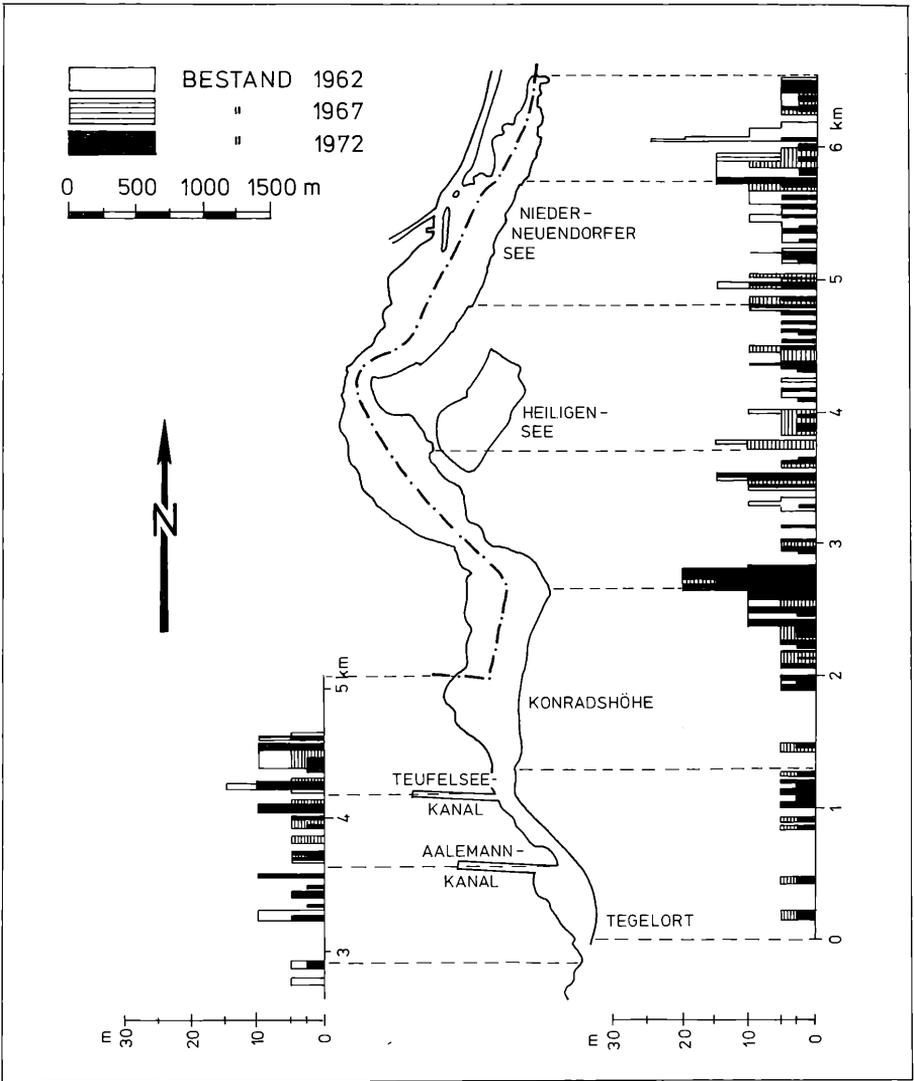


Abb. 1: Veränderungen des Röhrichts an der Oberhavel 1962–1972

Tatsächlich findet die Auflösung der Ufervegetation nicht gleichmäßig statt. Berücksichtigt man die Beschleunigung der Rückgangsgeschwindigkeit von 6 km auf 10 km in jeweils fünf Jahren, ist anzunehmen, daß das letzte Röhricht innerhalb von mehr als sechs Jahren (bei einem Zuwachs der Rückgangsgeschwindigkeit von $\frac{2}{3}$ des Ausgangswertes) verschwunden sein wird.

Veränderungen bezogen auf die Flächenausdehnung

Hinsichtlich der Flächenausdehnung (vgl. Tab. 2), sieht die Bilanz ähnlich aus. Bezogen auf den Beobachtungszeitraum seit 1962 beträgt der Rückgang des Flächenanteils 44 935 m² d. h.

50,4%, das ist mehr als die Hälfte der Gesamtfläche und mehr als der Anteil des Rückganges bezogen auf die Uferlinie

Ursachen der Veränderung

Veränderungen der Wasserstandsverhältnisse

Einen gewissen Einfluß hat sicher die Erniedrigung der Grundwasserstände im Uferbereich durch Grundwasserentnahme, wovon nur 6,6 km Uferlinie an der Oberhavel und 12,6 km an der Unterhavel wenig beeinflußt werden. Dagegen werden 74 km so stark verändert, daß hier nicht das natürliche Gefälle vom Grundwasser zur Havel vorliegt. In der Nähe von Brunnen-galerien der Wasserwerke kommt es selbst in unmittelbarer Nähe der Havel zu starker Aus-trocknung im Wurzelraum der Pflanzen. KONCZAK (1968) maß an Stellen, an denen bewegtes Grundwasser in die Havelseen eintritt, im *Glycerietum maximae* deutlich erniedrigte Boden-temperaturen gegenüber der Umgebung (4° niedriger als im *Scirpo-Phragmitetum*, 5,1° nied-riger als im *Carecetum gracilis*).

Schiffs- und Bootsverkehr

1953 gab es in West-Berlin rund 20000 Sportboote, 1973 wurde ihre Zahl auf 50000 ge-schätzt (davon 1972 12780 registrierte Motorboote über 10 PS), was einer Dichte von einem Boot auf rund 30 mal 30 m Wasserfläche entspricht (KLOOS 1968). Neben der Schädigung durch Hineinfahren in das Röhricht wirkt sich auch der durch Motorboote erzeugte Wellen-schlag negativ aus, sowohl durch Verstärkung der Erosion am Ufer als auch in Zusammen-hang mit Schwemmgut und Algenwatten direkt auf die Röhrichtpflanzen (s. u.). Die Schäden durch Wellenschlag werden auch durch Frachtschiffe (1972 kamen 8986 nach West-Berlin) und Fahrgastschiffe, von denen 1972 54 in Betrieb waren, hervorgerufen. Auch der Tätigkeit der Munitionsbergungsschiffe seit 1955 kommt eine besondere Bedeutung für die Zerstörung u. a. der Bestände von Schwimmblattpflanzen zu.

Uferbauten

Verbauungen mit Beton, Flechtwerk, Blech usw. nehmen an der Havel weite Uferstrecken ein. Ihre Errichtung verstärkt durch Strudelbildung die zerstörende Wirkung der Wellen auf die Ufervegetation. Das Röhricht ist an solchen Stellen vernichtet; dadurch können stellen-weise andere Pflanzen auftreten (SUKOPP 1968). Die zahlreichen Anlegestellen und Boots-stege bewirken, u. a. durch die Veränderung des Grundes infolge der Bewegung der Schiffs-schrauben, ebenfalls Vegetationsstörungen.

Badebetrieb

Die Auswirkungen des unkontrollierten Badebetriebes gehören zu den Faktoren, die am stärksten den Bestand des Röhrichts dezimieren (vgl. Abb. 2 bei SUKOPP u. KUNICK 1969). WECKWERTH (mdl.) zählte am 4. 8. 1968 auf einem 600 m langen, zu 48% mit Röhricht be-wachsenen Uferstreifen zwischen 13 und 14.30 Uhr ca. 1900 Personen, im Wasser davor 86 Boote. Je laufende m Wasserlinie hielten sich also 3 Personen auf.

Schwemmgut

In Verbindung mit dem Wellengang kommt auch dem Schwemmgut Bedeutung bei der Zer-störung der Ufervegetation zu. Im Mai 1972 durchgeführte Beobachtungen ergaben über die Ablagerung von Schwemmgut an verschiedenen Uferabschnitten Zusammenhänge mit der

Tab. 2: Vergleich des Röhrichtbestandes der Havel im Bezirk Zehlendorf 1962, 1967 und 1972 bezogen auf
Flächenausdehnung (Näherungswerte)

	Röhricht 1972		Röhricht 1967		Röhricht 1962		Veränderung d.Röhrichts zw. 1962/67 in %		Veränderung d.Röhrichts zw. 1967/72 in %		Veränderung d.Röhrichts zw. 1962/72 in %	
	in m ²	d.Bestandes 1962	d.Bestandes 1967	d.Bestandes 1962	d.Bestandes 1967	d.Bestandes 1962	d.Bestandes 1962					
Lieper Bucht (Bezirksgrenze)- Schwanenwerderbrücke	6 350	7 930	16 730	- 52,6	- 20,0	- 62,0						
Lindwerder	150	1 050	610	+ 72,1	- 85,7	- 75,4						
Schwanenwerder	7 155	12 080	13 460	- 10,3	- 40,7	- 46,8						
Schwanenwerderbrücke - Wann- see-Gr.Tiefshorn	2 780	7 050	8 430	- 16,4	- 60,6	- 67,0						
Gr.Tiefshorn-Pfaueninselfähre	10 780	12 480	13 990	- 10,8	- 13,7	- 22,9						
Pfaueninsel	8 270	9 620	22 290	- 56,8	- 14,0	- 62,9						
Pfaueninselfähre-Glienicker Brücke	8 780	11 230	13 690	- 18,0	- 21,9	- 35,8						
Havel i. Bez. Zehlendorf	44 265	61 440	89 200	- 31,1	- 28,0	- 50,4						

Geschwindigkeit des Röhrlichrückganges. Das Gebiet der Jürgen-Lanke war mit Schwemmgut von 56 m³ auf einer Fläche von ca. 250 qm der am stärksten belastete Uferabschnitt, gleichzeitig lag er mit einem Rückgang von 75% der Bestandestiefe an der Spitze der untersuchten Gebiete. Umgekehrt wiesen Bereiche ohne nennenswerten Rückgang auch relativ geringe Mengen an Schwemmgut auf.

Gewässereutrophierung und deren Wirkung speziell auf *Phragmites*

Über die Einleitung relevanter Mengen von auf Röhrlicharten toxisch wirkenden Substanzen in die Berliner Havel ist nichts bekannt; jedoch kommt der Nährstoffanreicherung eine erhebliche Bedeutung zu. Sie ist in den einzelnen Gewässerteilen sehr unterschiedlich. Der Gesamtstickstoffgehalt des freien Wassers im Mittel der Sommerhalbjahre 1967–1971 z. B. betrug an der nördlichen Oberhavel weniger als 1 mg/l, im Tegeler See etwa 6 mg/l und in der Unterhavel etwa 3–4 mg/l. Der Phosphatgehalt betrug in der nördlichen Oberhavel etwa 0,5 mg/l, im Tegeler See mehr als 2 mg/l und in der Unterhavel etwa 1 mg/l. Der Biomassentiter von *Escherichia coli* lag in der nördlichen Oberhavel bei 10–20, im Tegeler See bei ca. 100 und in der Unterhavel bei 40–60 mg/l Kieselsäure (Gewässerkundl. Jahresbericht 1972).

Indirekte Wirkungen – Algenvermehrung

Die Auswirkungen der durch die Eutrophierung verursachten Vermehrung von Planktonalgen wurden nicht näher untersucht. Sie dürften auch im Vergleich zu den Wirkungen der Uferalgen recht unbedeutend sein. Die Massenentwicklung der Uferalgen wies deutliche Parallelen zum Nährstoffgehalt des Wassers auf. Während im Juni 1973 in der Unterhavel und der nördlichen Oberhavel nur relativ geringe Mengen gefunden wurden, lagen vor allem in den bultenartig aufgelösten wasserseitigen Bereichen der Schilfbestände im Tegeler See meist sehr große Massen von Algenwatten (hauptsächlich *Cladophora*-Arten), die die Wasseroberfläche oft lückenlos bedeckten und bis zum Grund reichten; vor einigen Beständen stauten sie sich bis zu mehreren Meter Breite. In einem *Phragmites*-Bestand am Tegeler See wurden die Wirkungen näher untersucht. Von den größeren Bulten waren mehr als $\frac{2}{3}$ teilweise zerstört (d. h. die randständigen Halme waren von den Algenwatten ins Wasser gezogen), von den kleineren Halmgruppen (20 Halme und weniger) waren mehr als die Hälfte vollständig oder zum großen Teil geknickt und ins Wasser gezogen.

Direkte Wirkungen – Sklerenchymchwächung

Die meisten Autoren, die sich mit den Auswirkungen der Gewässereutrophierung auf *Phragmites* befaßten, hoben nur den positiven Aspekt, die Erhöhung von Halmhöhe und Masse des Einzelhalms, hervor (z. B. HASLAM 1970a; BJÖRK 1967; HÜRLIMANN 1951). TOBLER (1943) wies erstmals durch Düngungsversuche nach, daß auch bei *Phragmites communis* eine Schwächung der Festigungsgewebe bei sehr starker Nährstoffzufuhr eintritt; KLÖTZLI (1971) schließlich sah in dieser Beeinträchtigung der Sklerenchymentwicklung einen Faktor für den Rückgang des Röhrlichs.

Biegungsversuche, bei denen die untersten 50 cm von Schilfhalmen in der Mitte mit einem Gewicht von 500 g belastet wurden und deren Abweichung von unbelasteten Ausgangszustand gemessen wurde, zeigten die Abhängigkeit der Biegungsfähigkeit von der Sklerenchymquerschnittsfläche (Abb. 2). Bei der Ermittlung der Beziehungen zwischen Nährstoffgehalt der Gewässer und der Sklerenchymentwicklung ergaben sich vor allem folgende Schwierigkeiten:

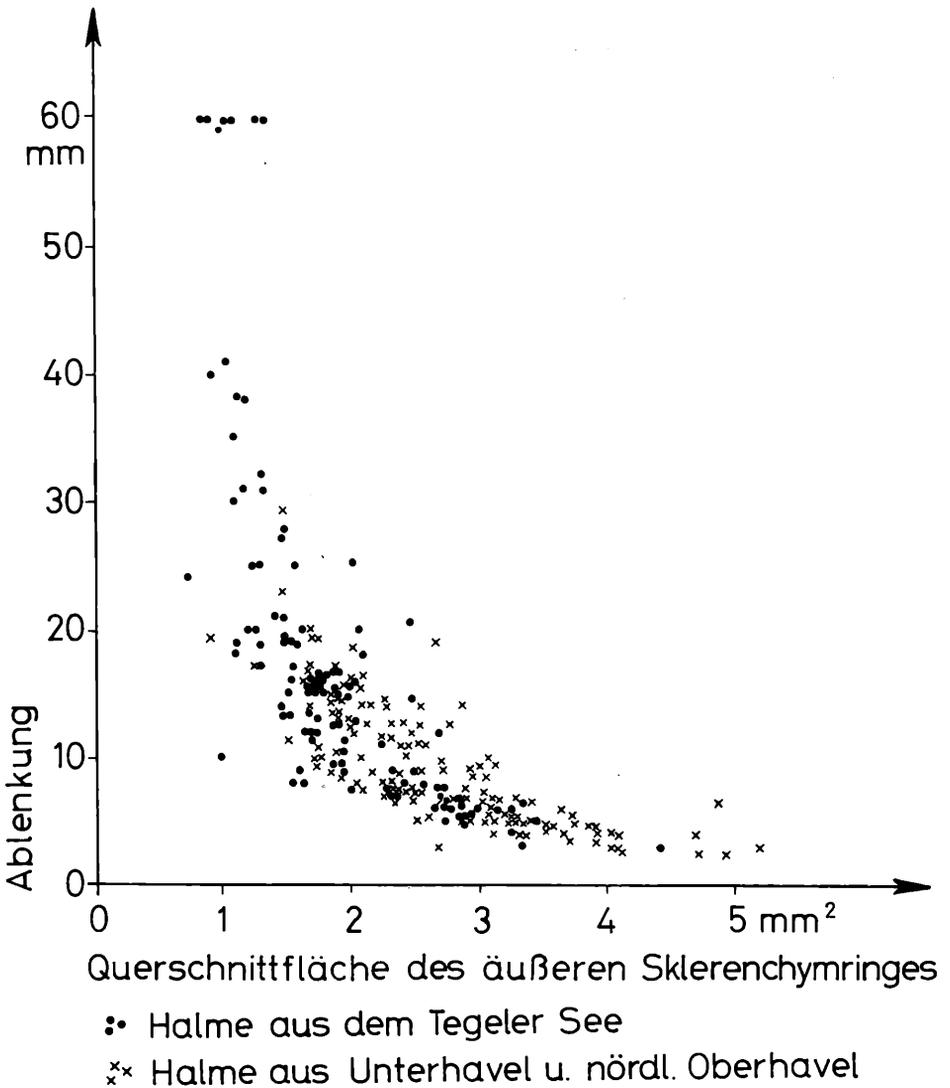


Abb. 2: Querschnittsfläche des äußeren Sklerenchymringes

1. die Beziehungen zwischen dem (allein bekannten) Nährstoffgehalt des freien Wassers, des Bodens und des Interstitialwassers sowie zwischen den Nährstoffanteilen, die das Schilf aus Boden, Interstitialwasser und freiem Wasser entnimmt, sind (zumindest für die Verhältnisse der Berliner Havel) nicht bekannt.

2. die genetisch bedingte Unterschiedlichkeit der *Phragmites*klone besonders hinsichtlich der quantitativen Ausbildung anatomisch/morphologischer Merkmale kann sehr groß sein (vgl. z. B. BJÖRK 1967; HASLAM 1971). Es könnte also lediglich das ungefähre Ausmaß der durch die Eutrophierung hervorgerufenen Veränderungen festgestellt werden.

Tab. 3 Beschreibung einiger typischer Einzelbestände

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
A1	105	308	186	26	13	27	9,4	9,0	6,5	9,0	95	2,74	99	sa,o
A2	120	324	238	25	10	26	8,8	8,2	4,6	8,2	75	1,83	75	sa,o
B	63	366	252	25	8	24	---	9,2	4,5	8,8	101	2,93	114	st,s
C	95	357	270	24	14	32	9,9	10,0	5,7	10,0	85	2,53	93	sa,o
D1	73	255	157	26	11	23	9,0	8,5	5,6	8,6	93	2,36	73	sa,o
D2	120	336	228	21	16	31	10,7	9,9	5,8	9,8	99	2,88	101	sa,o
UH1*	---	350	192	26	17	33	11,0	9,9	6,6	10,8	89	2,86	132	st,o
U n t e r h a v e l														
E1	127	335	218	22	16	31	10,6	10,0	5,9	10,0	109	3,24	114	o,sa
E2	75	325	207	20	14	29	9,2	8,5	5,9	8,6	95	2,43	106	o,sa
F	45	324	229	27	11	28	9,1	8,8	5,2	8,8	79	2,07	75	o
OH1*	50	368	217	23	18	31	13,3	12,0	7,5	12,0	120	4,28	168	o
OH2*	65	368	224	26	15	29	11,5	10,7	6,7	10,8	113	3,63	145	o
OH3*	45	306	161	25	19	29	9,4	9,4	7,3	9,4	109	3,04	127	sa
OH4*	130	283	164	32	13	26	9,1	8,6	6,3	8,7	89	2,30	99	sa
OH5	150	327	104	23	13	26	9,7	9,4	7,0	9,6	93	2,66	93	st,o
OH6	150	304	169	20	16	31	8,0	7,6	5,4	7,8	82	1,90	64	st,o
n ö r d l i c h e O b e r h a v e l														
G	90	271	162	30	12	23	10,0	9,9	6,8	9,8	68	1,94	88	sa
H	70	303	170	36	12	23	11,6	10,4	7,6	10,7	66	2,02	101	sa
I	---	286	172	32	12	24	10,6	9,8	7,2	9,7	69	2,01	101	o
TS1*	---	257	134	33	14	24	8,6	8,6	7,1	8,7	79	2,05	102	sa,o
TS2	85	261	129	28	14	28	9,1	8,1	6,6	8,3	58	1,44	75	o
TS3	75	275	170	35	10	22	9,5	8,7	6,1	8,7	68	1,76	96	o
TS4	115	248	---	---	---	21	---	---	---	8,7	65	1,69	66	sa,o
TS5	93	292	---	---	---	24	---	---	---	9,9	65	1,84	84	sa
TS6	70	322	---	---	---	27	---	---	---	10,9	68	2,21	96	sa
T e g e l e r S e e														
1: Bestandsbezeichnung;														
2: Halmdichte (Halme/qm); 3: Halmlänge (cm); 4: Höhe des 1.grünen Blattes (cm);														
5: Blütenstandshöhe(cm); 6: Blattzahl; 7: Zahl der Knoten; 8: Durchmesser des														
1. Internodiums (mm); 9: Halmdurchmesser in Wasserhöhe (mm); 10: Halmdurchmesser														
beim 1.grünen Blatt (mm); 11: Durchmesser des 3. Internodiums (mm); 12: Dicke des														
äußeren Sklerenchymrings (μ); 13: Querschnittsfläche des äußeren Sklerenchym-														
rings(qmm); 14: Halmgewicht (g); 15: Bodenbeschaffenheit;														
sa = sandig, st = steinig, o = organische Reste, Faulschlamm														
* Stichproben von 5 - 7 Halmen.														

An Schilfhalmern aus nördlicher Oberhavel, Unterhavel und Tegeler See (s. Abb. 3 und Tab. 3) wurden Querschnitte aus der Mitte des 3. Internodiums angefertigt und an diesen die Dicke des äußeren Sklerenchymringes (das sonst noch vorhandene Festigungsgewebe ist im Vergleich dazu von geringer Bedeutung) gemessen. Die Ergebnisse sind in Abb. 4 dargestellt. Es ergibt sich hieraus kein (deutlicher) Unterschied zwischen nördlicher Ober- und Unterhavel, jedoch zwischen Tegeler See und der übrigen Havel. Die durchschnittliche Sklerenchymringdicke betrug für den Tegeler See 66,6 μ , für die übrige Havel 94,2 μ , d. h. die Werte von Unterhavel und nördlicher Oberhavel lagen um 41,5 % über denen des Tegeler Sees (=100%). Die nähere Untersuchung der Halme zeigt, daß die Halme des Tegeler Sees sich in 2 deutlich verschiedene Gruppen teilen: kürzere mit etwa 19–23 Knoten, längere mit etwa 26–29 Knoten. Bei den Halmen aus der Unterhavel und nördlicher Oberhavel war keine solche Unterteilung festzustellen. Wie Abb. 4 zeigt, besitzt der „Kurze Halmtyp“ des Tegeler Sees im Durchschnitt einen wesentlich schwächeren äußeren Sklerenchymring als der „Lange Halmtyp“ oder gar die Halme der übrigen Havel; die durchschnittliche Dicke des Sklerenchymringes beträgt bei diesen Halmen nur 57 μ .

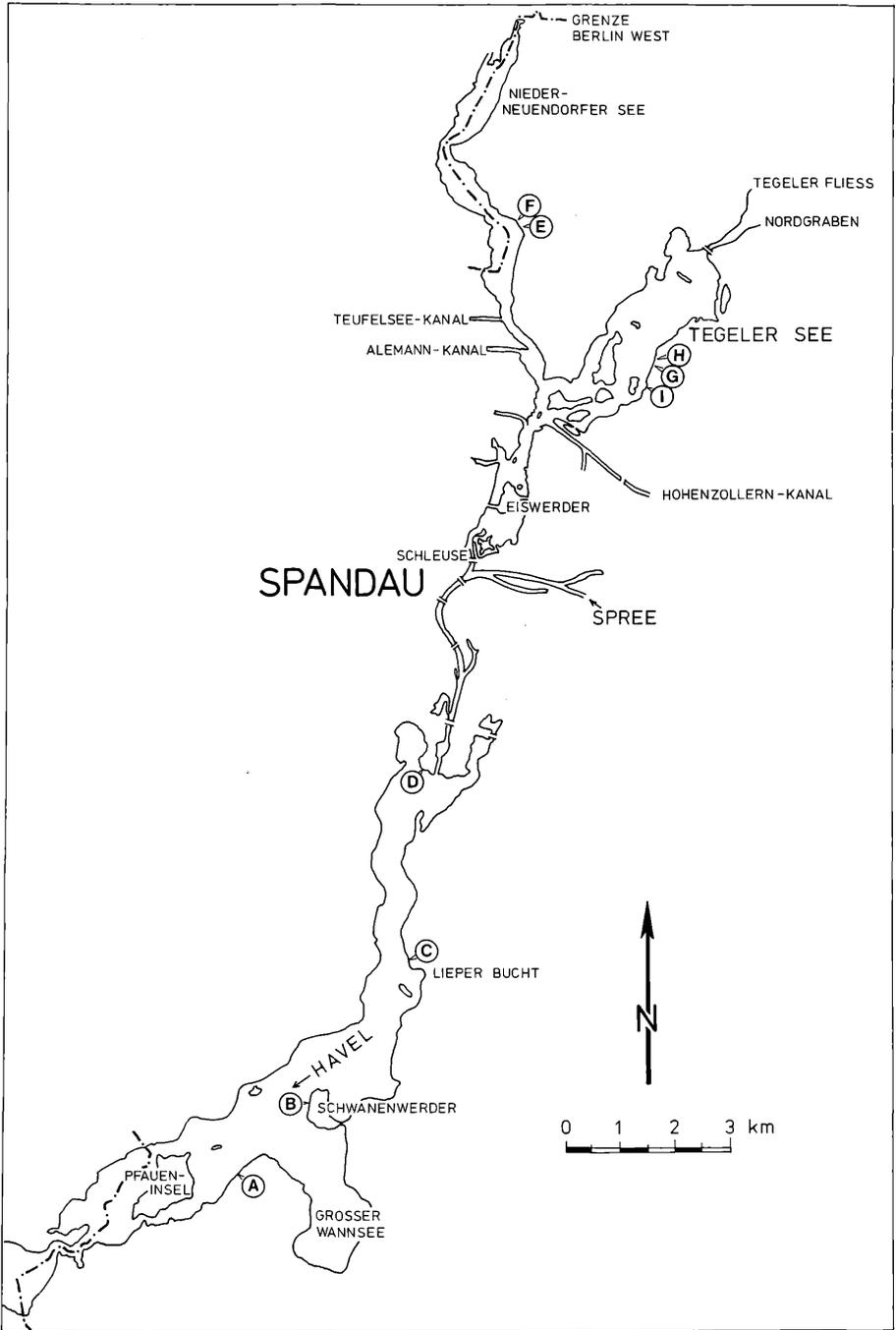


Abb. 3: Übersichtskarte der Berliner Havel (Lage der untersuchten Bestandstypen)

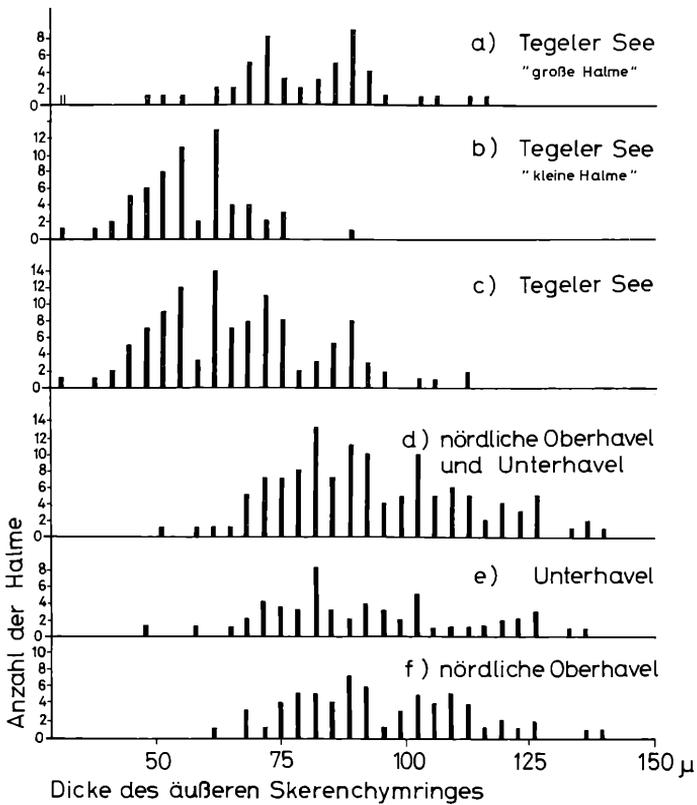


Abb. 4: Dicke des äußeren Sklerenchymringes

SUKOPP und KUNICK (1968) nahmen für 1967 auf Grund von Größenvergleichen der Halme an, daß die stärkere Eutrophierung des Tegeler Sees eine Zunahme der Masse der oberirdischen Teile von *Phragmites* zur Folge hätte. Die vorliegenden Ergebnisse bestätigten das für 1972 nicht. Die Halmdichten unterschieden sich 1972 nur unwesentlich (s. o.), die durchschnittlichen Halmgewichte betragen für den Tegeler See 91 g, für die nördliche Oberhavel 110 g und für die Unterhavel 96 g. Mögliche Erklärungen wären einmal Wachstumshemmungen infolge Überdünnung (vgl. VAN DER TOORN 1972), oder auch, daß die zur Entwicklung kommenden Halmknospen im Tegeler See im Durchschnitt höher liegen und aus kürzeren Rhizomteilen entspringen, also kürzere, dünnere Halme hervorbringen (vgl. HÜRLIMANN 1951; HASLAM 1970a u. a. o.). Die Ursachen hierfür müßten in den spezifischen Verhältnissen des Tegeler Sees, also wohl in den extremen Nährstoffverhältnissen und/oder der Häufigkeit mechanischer Schädigungen liegen. Hierfür spricht, daß *Phragmites* auch auf andere Einflüsse, wie Frost, Beweidung und Mähen mit einer Veränderung der Masse der oberirdischen Teile infolge des Austreibens anderer Knospen reagiert. Daß auch innerhalb des Tegeler Sees derjenige Halmtyp die geringere Masse besitzt, der hinsichtlich der Sklerenchymentwicklung die deutlichsten Merkmale von Überdüngung aufweist, liegt wohl an den im einzelnen wenig bekannten Mechanismen auf der Ebene des mehrere Halme umfassenden „physiologischen *Phragmites*-Individuums“, die die Zuteilung der Nährstoffe an die einzelnen Halme bestimmen.

Im folgenden sei das Zusammenwirken von Wellengang, Schwemmgut bzw. Algenwatten zur Wassereutrophierung kurz dargestellt (vgl. THOMAS 1963; KLÖTZLI 1971): Bei stärke-
t Wellengang werden die durch Algenwatten beschwerten und oft verfilzten Halme geknickt, wobei sich die Luftkanäle mit Wasser füllen können. Dadurch wird die O₂-Zufuhr zu den unterirdischen Teilen unterbrochen. Gleiches kann geschehen, wenn der Halm zwar nicht geknickt, aber doch unter Wasser gezogen wird und in Fäulnis übergeht. Auf jeden Fall aber tritt eine Schädigung infolge der Verminderung der Assimilation ein (*Phragmites communis*-Blätter assimilieren unter Wasser nicht, HÜRLIMANN 1951). Außerdem gelangen die Blätter in die Reichweite von Wasservögeln (v. a. Bleßhühner, Schwäne), die sie zum großen Teil abfressen.

Tritt mechanische Schädigung im Mai/Juni auf, so treiben neue Halme aus. Die Halmdichte wird nicht reduziert, wohl aber Halmhöhe und -dicke, wodurch die Produktivität der Bestände verringert wird. Werden nun die neu ausgetriebenen Halme wiederum geknickt, so erfolgt keine Regeneration mehr. Das Rhizom beginnt, wohl wegen Unterbrechung der O₂-Zufuhr, zu faulen. Es bilden sich Lücken, die sich in gesunden Beständen zwar wieder schließen, bei Vorhandensein anderer schädigender Faktoren, wie sie an der Berliner Havel ja stets vorliegen, sich noch erweitern (vgl. KLÖTZLI 1971).

Die Bedeutung der Sklerenchymchwächung hierfür ist offensichtlich. THOMAS (1963) und KLÖTZLI (1971) berichten für die Schweiz, daß lediglich junge Halme von 50–100 cm Höhe von Algenwatten geknickt werden. An der Berliner Havel waren jedoch hauptsächlich wesentlich größere Halme von etwa 250 cm Höhe betroffen. Die durchschnittliche Sklerenchymring-Querschnittsfläche war zur Zeit der „Algenwatten-Saison“ im Juni in einem darauf untersuchten Bestand im Tegeler See mit 1,416 mm² nur um 24 % geringer als im September des vergangenen Jahres und damit größer als die eines beträchtlichen Prozentsatzes der ausgewachsenen Halme im Tegeler See. Große Mengen von Algenwatten wären also durchaus in der Lage, bei entsprechendem Wellengang auch ausgewachsene Halme zu knicken, besonders dann, wenn sie so schwach entwickeltes Festigungsgewebe besitzen wie im Tegeler See. Am meisten gefährdet sind freistehende, kleinere Gruppen und Halme am Rande von Bulten oder Schneisen.

Bei wenig bewegtem Wasser schaffen Algenwatten schlechte Wachstumsbedingungen (KLÖTZLI 1971), v. a. durch Behinderung der Halme, die die Wasseroberfläche noch nicht erreicht haben.

Auswirkungen der Eutrophierung auf die Gewässervegetation insgesamt

Im Rahmen dieser Untersuchungen konnte hierauf nicht näher eingegangen werden. Hier nur zwei Hinweise:

Schoenoplectus lacustris, nach SEIDEL (1966) gegen Verschmutzungen verschiedenster Art extrem widerstandsfähig, müßte unter den Bedingungen der Berliner Havel daher gegenüber *Phragmites* im Vorteil sein (zumindest was die hier behandelten Faktoren betrifft). Jedoch kommt die Art insgesamt nur zerstreut vor; in letzter Zeit wurde sie aber häufig angepflanzt. *Typha angustifolia*, der zweite wichtige Bestandsbildner des Röhrrichts der Berliner Havel, verdrängt nach GLOOR (1966) unter extremen physikalischen und chemischen Bedingungen *Phragmites communis*. Auch die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet schienen zu zeigen, daß *Typha angustifolia* den starken anthropogenen Einflüssen besser widerstehen kann als *Phragmites*. SUKOPP und KUNICK (1968) beobachteten stellenweise sogar ein Vordringen der Art. Heute jedoch gehen auch die *Typha angustifolia*-Bestände stark zurück. Im Tegeler See dürften die Zerstörungen durch Algenwatten an *Typha angustifolia* eher noch stärker sein als an *Phragmites*.

Schädigung durch Tiere

Als für das Schilf schädliche höhere Tiere sind v. a. Bleßhühner, Schwäne und Bisamratten zu nennen (SUKOPP u. KUNICK 1968). An schädigenden Insekten ist *Nonagria geminipunctata* HAW. (Zweipunkt-Schilfeule) für das untersuchte Gebiet besonders wichtig. Möglicherweise hat sie sich erst in den letzten Jahren stärker an der Berliner Havel ausgebreitet; im benachbarten Potsdamer Seengebiet tritt schon seit längerer Zeit ein beträchtlicher Befall auf (RICHTER 1965). Eine Bevorzugung von durch Überdüngung beeinflussten Halmen durch *Nonagria* ergab sich aus den Beobachtungen nicht. An vielen Stellen im Tegeler See zeigten im Juni 1973 etwa 10 % der Halme im flachen Wasser Befallssymptome, ebenso jedoch an vielen Stellen außerhalb des Tegeler Sees. Der stärkste Befall wurde an der relativ nährstoffarmen nördlichen Oberhavel gefunden. Hier zeigten in einem 150 m langen Streifen von etwa 10 m Breite am Ufer und im flachen Wasser (bis ca. 40 cm Tiefe) mehr als 70 % der Halme Befallssymptome.

Ob die Schwächung der Sklerenchymentwicklung durch Überdüngung eine stärkere Gefährdung durch höhere Tiere (z. B. Fraß, Knicken) mit sich bringt, ist nicht bekannt. Auf das häufige Abfressen von Blättern der durch Algenwatten niedergebogenen Schilfhalme wurde bereits hingewiesen.

Der Bestandstyp im Tegeler See

HASLAM unterscheidet bei reifen *Phragmites*beständen 4 Typen: „dense stands“, „sub-optimal dense stands“, „depauperate sparse stands“ und „restricted sparse stands“ Hinsichtlich ihrer Charakterisierung sei auf HASLAM (1970a) verwiesen.

Daß die bultenartig ausgebildete Zone der Bestände im Tegeler See keinem dieser Typen zugeordnet werden kann, ergibt sich bereits aus dem völlig abweichenden Muster der Halmanordnung. Auch die im allgemeinen uferwärts anschließende geschlossene Zone, die – mit der Bulten-Zone durch Übergänge verbunden (Abb. 5) – ein mehr oder weniger gruppenartig gehäuftes Wachstum aufweist, zeigt nicht die Charakteristika eines der Bestandstypen von HASLAM. Insbesondere fällt das Vorkommen von zwei durch Länge und Knotenzahl unterschiedenen Halmtypen auf, und zwar sowohl im geschlossenen Teil als auch in der Bultenzone. Die Knoten-Halmzahl-Kurve ist ausgesprochen zweigipfelig im Unterschied zu allen Bestandstypen HASLAMs. Die Ursachen dafür liegen wohl darin, daß die zum Austrieb kommenden Halmknospen in zwei deutlich verschiedenen Ebenen liegen.

Noch ungeklärt ist die Entstehung der Bulten. Sie scheint – dafür spricht das Auftreten im Tegeler See – in irgendeiner Weise von hohem Nährstoffgehalt der Umgebung abzuhängen. Die Vorgänge bei der Bildung von Lücken im Bestand und dessen Auflösung in Gruppen wurden bereits besprochen. Das eigentliche Problem ist jedoch die extreme Erhöhung der Halmdichte. Als Faktoren, die die Halmzahl pro Fläche stark erhöhen, nennt HASLAM (1969a, und a. a. O.) Frost und Feuer, was aber für den Tegeler See keine bzw. keine bedeutende Rolle spielen kann. Mechanische Schädigung allein scheidet auch aus, da z. B. Mähen und Beweiden die Halmdichte unverändert lassen. Möglicherweise hat aber mechanische Schädigung unter extremen Nährstoffverhältnissen andere Wirkungen.

SZCZEPANSKI (1973 briefl.) vermutete eine Ähnlichkeit der Vorgänge bei der Bildung von Bulten mit der Bildung der Plaurs im Donaudelta. Bei der Entstehung von Plaurs sterben die untersten Rhizome ab und der Bestand löst sich vom Boden, worauf eine Änderung im Rhizomverlauf eintritt; sie wachsen zum großen Teil senkrecht nach oben (HÜRLIMANN 1951). An den Bulten des Tegeler Sees fällt nun auf, daß ihre Bodenoberfläche gegenüber dem umliegenden Unterwasserboden erhöht ist (s. o.), was wohl nicht durch Wegspülen des nicht mehr durch Rhizome und Wurzeln befestigten Bodens allein erklärt werden kann, da diese Erscheinung auch in ruhigen Gewässerteilen auftritt. Weiterhin kommt häufig eine Ablösung

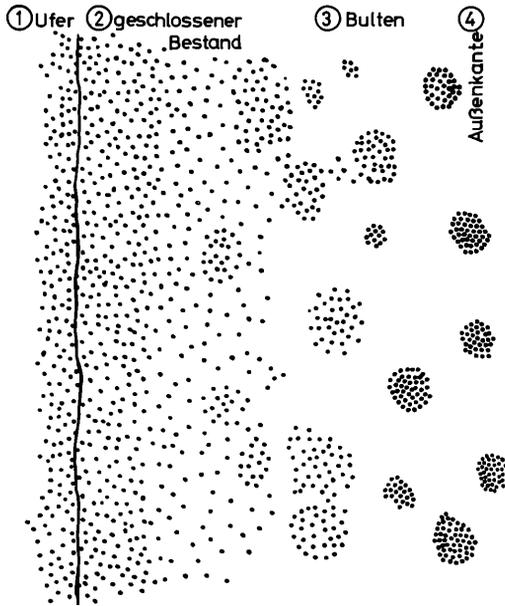


Abb. 5: Ausschnitt aus einem Phragmitesbestand im Tegeler See

der Bulten vom Boden vor, nur daß diese – im Gegensatz zu den Plaurs – wegen ihrer geringen Querschnittsfläche natürlich nicht als „schwimmende Bestände“ weiterleben können, sondern bei Hochwasser an das Ufer geworfen werden.

Folgen der Röhrlichtzerstörung

a. Auswirkungen auf den Biotop

Innerhalb eines aquatischen Ökosystems lassen sich wie in anderen Ökosystemen wechselseitige Beeinflussungen von Lebensgemeinschaft und Lebensstätte beobachten. Für den Biotop kommt den Röhrlichtbildnern als biologischer Teilkomponente des Selbstreinigungsvorganges im Anschluß an eine terrestrische Vorfilterung erhebliche Bedeutung zu. Der Ausfall dieses Regenerationsbereiches bedingt, daß nur noch zwei Komplexe diese Rolle übernehmen können: die Organismen des Gewässerbodens und des freien Wassers (Benthos und Plankton). Daneben ist die Bedeutung des Röhrlichts für den mechanischen Uferschutz (Wellenbrechung durch oberirdische Halme, unterirdische Ausläuferbildung) zu erwähnen. Abschnitte mit starken Rückgangerscheinungen weisen fast immer Ausspülungen im Wurzelbereich der Weichholzzone bzw. Unterhöhungen der höher gelegenen Grasnarbe auf.

b. Auswirkungen auf die Biozönose

Neben den Wasserpflanzen stellen die Röhrlichtbildner eine Hauptnahrungsquelle sowie Lebens- und Brutraum für die Lebensgemeinschaften des Uferbereiches und für eine große Anzahl von Wirbellosen, Fischen, Vögeln, Amphibien und Säugetieren dar. Der Rückgang von Rohrsängern, Zwergrohrdommeln und Seefröschen im Raum der Berliner Havel wird auf die Zerstörung und Auflichtung ehemals geschlossener Rohrbestände zurückgeführt (SCHMIDT 1974, WENDLAND 1968).

Maßnahmen zum Röhrichschutz

Neben verschiedenen gesetzlichen Regelungen, die in direktem (Röhrichschutzgesetz) oder auch indirektem Maße (Ausweisung von NSG, LSG und Laichschongebieten) dem Schutz des Röhrichs dienen, werden seit einiger Zeit auch Direktmaßnahmen zum Schutz und zur Regenerierung von Röhrich vorgenommen. Hierzu zählen sowohl Anpflanzung von Röhricharten als auch die Errichtung von Einzäunungen und Schwimmbalkensperren (Abb. bei SUKOPP 1973). Nach anfänglichen Pflanzversuchen mit Halmstecklingen und Ballenpflanzen verschiedener Röhricharten werden umfangreichere Anpflanzungen mit *Schoenoplectus lacustris* seit Sommer 1972 durchgeführt. Da genauere Ergebnisse hierüber noch nicht vorliegen, sei auf bisherige Veröffentlichungen von Anpflanzungsversuchen hingewiesen (BITTMANN 1953, STÖCKLI 1972).

Literatur

- BITTMANN, E., 1953: Das Schilf (*Phragmites communis* TRIN.) und seine Verwendung im Wasserbau. – Angew. Pflanzensoz. 7, 1–44. Stolzenau/Weser.
- BJÖRK, S., 1967: Ecologic investigations of *Phragmites communis*. Studies in theoretic and applied limnology. – Folia limn. scand. 14; 1–248 Lund.
- GEWÄSSERKUNDLICHER JAHRESBERICHT DES LANDES BERLIN, Abflußjahr 1971. Sen. f. Bau- u. Wohnungswesen. Berlin 1972.
- GLOOR, K., 1966: Jb. Zürichsee 2, 21, 136–142.
- HASLAM, S., 1969a: Stem types of *Phragmites communis* TRIN. – Ann. Bot. 33, 127–131.
- , 1970a: Variation of population type in *Phragmites communis* TRIN. – Ann. Bot. 34, 147–158.
- , 1971: Shoot height and density in *Phragmites* stands. – Hidrobiologia t. 12, 113–119. Bucuresti.
- HÜRLIMANN, H., 1951: Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. – Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz 30, 1–232. Bern.
- KLOOS, R., 1968: Wasserwirtschaftliche Arbeiten in Berlin (West). – Die Wasserwirtschaft 4, 97–101.
- KLÖTZLI, F., 1971: Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially *Phragmites communis*. – Hidrobiologia t. 12, 107–111. Bucuresti.
- KONZCAK, P., 1968: Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Havelseen um Potsdam. – Limnologica 6, 147–201. Berlin.
- KONZCAK, P., H. SUKOPP und E. WEINERT., 1968: Zur Verbreitung und Vergesellschaftung von *Urtica kioviensis* ROGOWITSCH in Brandenburg. – Verhandl. Bot. Ver. Prov. Brandenburg 105, 108–116.
- OBERDORFER, E., 1970: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzenden Gebiete. – 3. Aufl. Stuttgart.
- RICHTER, M., 1965: Zweipunkt-Schilfleule (*Archanara geminipunctata* HAW.). – Mitt. Pflanzenschutzamt Potsdam Nr. 5, 14–15.
- SCHMIDT, E., 1974: Ökosystem See. – Biologische Arbeitsbücher 12. Heidelberg. 170 S.
- SEIDEL, K., 1966: Nat. wiss. 53, 289–297.
- STÖCKLI, P., 1972: Begrünung seichter und schlammiger Flachufer an fließenden Gewässern. – Aus der Forschungsarbeit von K. Gloor. Garten und Landschaft, Werkblatt 9.
- SUKOPP, H., 1963: Die Ufervegetation der Havel. – Hrsg. Sen. Bau- und Wohnungswesen Berlin. Berlin. 40 S., 43 Abb., 9 Kt.
- , 1971: Effects of recreational activities on littoral macrophytes. – Hidrobiologia 12, 331–340.
- , 1973: Conservation of wetlands in Central Europe. – Pol. Arch. Hydrobiol. 20, 227–232.
- und W. KUNICK, 1968: Veränderungen des Röhrichbestandes der Berliner Havel 1962–1967. – Hrsg. Sen. f. Bau- und Wohnungswesen Berlin. Berlin. 66 S. 17 Abb., 17 Kt.
- , 1969: Die Ufervegetation der Berliner Havel. – Natur und Landschaft 44, Nr. 10 287–292.
- , MARKSTEIN B., und L. TREPL, 1975: Veränderungen des Röhrichbestandes der Berliner Havel 1962–1972. Im Druck.

- THOMAS, E. A., 1963: Die Veralgung von Seen und Flüssen, deren Ursache und Abwehr. – Monatsbull. Schweiz. Ver. Gas- und Wasserfachm. 6 u. 7, 12 S. Zürich.
- TOBLER, F., 1943: Stengelbau, Festigkeits- und Verwertungsunterschiede beim Schilfrohr (*Phragmites communis* TRIN.) – Angew. Bot. 25, 166–177.
- VAN DER TOORN, J., 1972: Variability of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUDEL in relation to the environment. – Van Zee tot Land 48. Gravenhage.
- WENDLAND, V. 1968: Zum Schutz der Frösche und Kröten! – Berliner Naturschutzblätter 11, Nr. 34, 241–245.

Anschrift der Verfasser: Prof. Dr. H. SUKOPP, B. MARKSTEIN u. L. TREPL, Institut für Ökologie der Technischen Universität Berlin, D-1 Berlin 33, Albrecht-Thaer-Weg 4.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland](#)

Jahr/Year: 1975

Band/Volume: [34](#)

Autor(en)/Author(s): Sukopp Herbert, Markstein Barbara, Trepl Ludwig

Artikel/Article: [Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß 371-385](#)