Mitt. POLLICHIA	85	35 – 61	8 Abb.	2 Tab.	Bad Dürkheim 1998
					ISSN 0341-9665

Bernhard GLASS

Die Pflanzengesellschaften der Verlandungszone am „Berghäuser Altrhein" bei Speyer

Kurzfassung

GLASS, B. (1998): Die Pflanzengesellschaften der Verlandungszone am „Berghäuser Altrhein" bei Speyer. – Mitt. POLLICHIA, **85**: 35–61, Bad Dürkheim

Über einen Zeitraum von sechs Jahren wurden Struktur, Vitalität, Verteilung und Abfolge der Verlandungsgesellschaften eines im Überflutungsbereich des Rheins liegenden Auengebietes südlich von Speyer untersucht. Der unregelmäßige, rein zufällige Rhythmus im Heben und Senken des Rheinwasserspiegels sowie die Beschaffenheit des Substrates am Standort nehmen während der Wachstumsphase vor allen weiteren Faktoren entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung und Verteilung der Pflanzengesellschaften. Mit Hilfe der Clusteranalyse und des Vierfelder-Chiquadrat-Tests wird die Artengruppenstruktur dargestellt. Die Suche nach den Ursachen des plötzlichen Zusammenbruchs der Schilfbestände in den 1960er Jahren bildet einen weiteren Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit. Zu diesem Zweck wurden die Rheinpegelstände von 1947 bis 1996 ausgewertet.

Abstract

GLASS, B. (1998): Die Pflanzengesellschaften der Verlandungszone am „Berghäuser Altrhein" bei Speyer.

[The plant communities of a periodically flooded shore area of the „Berghäuser Altrhein" near Speyer am Rhein]. – Mitt. POLLICHIA, **85**: 35–61, Bad Dürkheim

Structure, vitality, distribution and sequence of the fauna of a glen area periodically flooded by the Rhine river south of Speyer were examined over a period of six years. The irregular and purely coincidental pattern of change of the shoreline of the Rhine river as well as the composition of the substrate are the most important factors during the distribution and growth phase of shore vegetation. The structure of the different groups of species was determined with the aid of cluster analysis and chi-square tests. Another focus is the sudden disappearance of the reed population in the sixties. The water levels of the Rhine river during the years 1947 und 1996 were examined to this end.

Résumé

GLASS, B. (1998): Die Pflanzengesellschaften der Verlandungszone am „Berghäuser Altrhein" bei Speyer.

[Les phytocénoses de la zone d'ensablement dans le „Berghäuser Altrhein" près de Spire]. – Mitt. POLLICHIA, **85**: 35–61, Bad Dürkheim

Ce travail de recherche mené sur une période de six ans, a pour objet l'étude de la structure, la vitalité, la répartition et de la succession de plantes colonisant les zones d'ensablement inondables situées dans une région alluviale rhénane au sud de Spire. L'irrégularité fortuite dans la variation du niveau de l'eau du Rhin ainsi que la constitution du substrat ont une influence décisive lors de la croissance des plantes sur la composition et la répartition de leurs communautés. La recherche d'une explication à l'effondrement des populations de roseaux dans les années 60 est un autre aspect important de cette étude. Toutes les données sur le niveau des eaux du Rhin entre 1947 et 1996 ont été étudiées à cet effet.

1. Einleitung 36
2. Gebietsbeschreibung 38
3. Methoden 38
4. Ergebnisse und Auswertung 38
   4.1 Pflanzenliste und Artenkombinationen 39
   4.2 Vegetationszonierung 44
   4.3 Einfluß des Rheinpegels auf die interspezifische Konkurrenz 47
   4.4 Ursachen des Schilfrückgangs 50
5. Diskussion 53
6. Literaturverzeichnis 60

1. Einleitung

Die Oberrheinkorrektion nach den Plänen des badischen Ingenieurs Johann Gottfried Tulla zwang den bis dahin frei mäandrierenden Strom in ein festes Bett. Infolge des Durchstiches auf badischer Seite bei Rheinhausen im Jahr 1843 wurde die Flußschlinge bei Berghausen vom Hauptstrom abgetrennt. Es entstand der „Berghäuser Altrhein", der innerhalb weniger Jahrzehnte stark verlandete. Schon auf einer Karte von 1879 ist die südliche Hälfte des Altrheinbogens als schmales Rinnsal dargestellt, während der nördliche Abschnitt teilweise noch die ursprüngliche Strombreite besitzt, aber von einer zwei Kilometer langen Schlammbank durchzogen wird, die an der breitesten Stelle etwa 200 m mißt. Die Verbindung mit dem Neurhein blieb bis heute erhalten, so daß große Mengen Schlick sedimentieren konnten, die im wesentlichen Absatz fallender Rheinhochwasser sind. Gleichzeitig bewirkte die erhöhte Strömungsgeschwindigkeit des kanalisierten Rheins, daß sich die Flußsohle immer mehr eintiefte. Die damit verbundene Absenkung des Grundwasserspiegels in der Flußterrasse beschleunigte den Verlandungsprozeß zusätzlich.

Mitte der 1950er Jahre nahm die Schlickbank bei Niedrigwasser zeitweilig eine Fläche von fast 80 ha ein. Ab dieser Zeit begann die bis in unsere Tage anhaltende Kiesausbeutung im Untersuchungsgebiet. Die Schlickdecken wurden abgetragen, um den darunterliegenden Kies und Sand abzubauen. Jahrelange Bemühungen von Naturschützern, die Zerstörung abzuwenden, hatten keinen Erfolg. Erst als die Auskiesung des „Pfälzer Wattenmeeres" im Landtagswahlkampf 1996 in größerem Umfang öffentliches Interesse fand, schritt das Umweltministerium ein und erklärte den Kiesabbau in den Schlammfluren des „Berghäuser Altrheins" für beendet. Die Schlickflächen waren vor der Reduzierung auf etwa die Hälfte ihrer ursprünglichen Größe die ausgedehntesten zwischen französischer Grenze und Mainz. Ihre Funktion im Naturhaushalt ist aus vielerlei Gesichtspunkten als außerordentlich wertvoll einzustufen. Das hellgraue, nährstoffreiche, lehmige bis tonige Sediment, das bei Trockenwerden eine feinmehlige Beschaffenheit annimmt, wird in der

Übergangszone zwischen Wasser und Land von einer enormen Vielfalt im und am Wasser lebender Tierarten besiedelt. Durch Überflutung entstehen Flachwasserzonen, die den verschiedensten Wasservogelarten Nahrungsgründe, Brutgelegenheit und Rastmöglichkeit bieten. Im Frühjahr und Herbst rasten Watvögel auf dem schlammigen Grund, um ihre Energiereserven aufzufrischen und zu ergänzen. Sie sind auf dem langen Zugweg in besonderer Weise auf adäquate Rastplätze mit geeigneter Nahrung angewiesen. In den flach überschwemmten Röhricht- und Großseggenbeständen laichen viele Fischarten, umherstreifende Jungfische finden reichlich Nahrung und Schutz vor Raubfischen.

Im Kontrast dazu sind nur relativ wenige Pflanzenarten in der Lage, den ständigen extremen Wechsel zwischen Trockenfallen und Überflutung langfristig zu ertragen. Auf den höher liegenden Anlandungen ist die Schlanksegge (*Carex gracilis*) in großen Bereichen die dominierende Art. Dies war aber nicht immer so, denn früher wuchs dort an ihrer Stelle Schilf (*Phragmites australis*), das weit in den Altrhein hinein vorrückte. Ihm vorgelagert dehnten sich Herden der Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*) aus, umfangreicher und dichter als sie heute unter den günstigsten Bedingungen gedeihen. Die Suche nach einer Erklärung, wie es zu der für die Auenbiozönose einschneidenden Veränderung kam, bildet einen Schwerpunkt dieser Arbeit. Darüber hinaus wird eine ausführliche Beschreibung der Struktur, Vitalität, Verteilung und Abfolge der Verlandungsgesellschaften vorgelegt, die einen sechsjährigen Beobachtungszeitraum bei unterschiedlichsten Wasserstandsverhältnissen umfaßt.

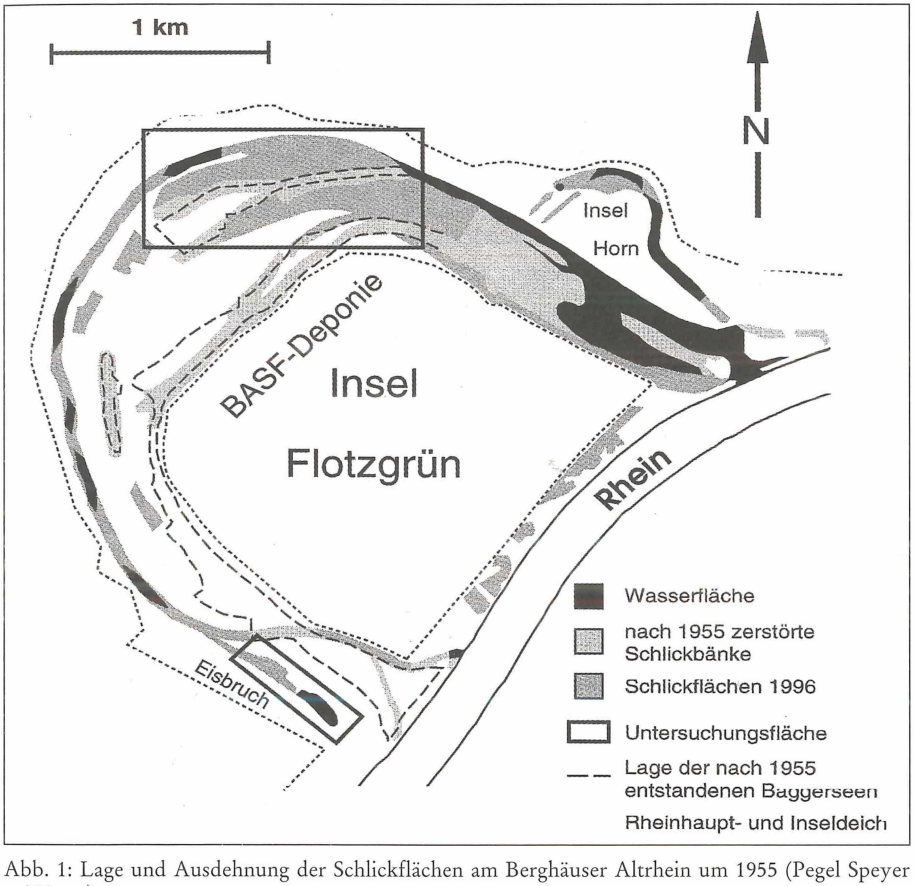

Abb. 1: Lage und Ausdehnung der Schlickflächen am Berghäuser Altrhein um 1955 (Pegel Speyer < 250 cm).

2. Gebietsbeschreibung

Nähere Angaben über Topographie, Geomorphologie, Landschaftsentwicklung, Naturausstattung und Schutzstatus sind SCHMIDT & HENNINGS (1972), JUNGBLUTH, NIEHUIS & SIMON (1987), SCHMIDT (1990), STAUDINGER (1990) und GLASS(1985/86, 1990, 1992) zu entnehmen. Die teilweise schwer durchschaubaren hydrologisch-hydrochemischen Verhältnisse wurden bei GLASS (1992) am Beispiel von vier hydrobotanisch interessanten Gewässern eingehend beschrieben.

Unter Zuhilfenahme älterer topographischer Karten sowie einer Luftbildaufnahme aus dem Jahr 1962, die den „Berghäuser Altrhein" fast vollständig ausgetrocknet zeigt, wurden Lage und Umfang der Verlandungs- bzw. Flachwasserareale um 1955 rekonstruiert. Außerdem stand eine farbig ausgemalte Tuschezeichnung des Untersuchungsgebietes zur Verfügung, die der inzwischen verstorbene Feldornithologe und Botaniker Hans Hennings (unveröffentl.) Anfang der 1960er Jahre anfertigte. Auf seiner Karte sind u. a. die zum damaligen Zeitpunkt verschilften Bereiche eingezeichnet. Sehr hilfreich waren auch die Hinweise von Edgar Benninger und Georg Staudinger (persönl. Mitt.) zur früheren Geländegestaltung und Vegetationsverteilung der Auenlandschaft.

Damals nahm die umfangreichste zusammenhängende Verlandungszone eine Fläche von mindestens 77 ha ein, bezogen auf 250 cm Wasserstand (Pegel Speyer). Sie muß aber ursprünglich weit über 80 ha groß gewesen sein, da in den 1930er Jahren am Ausgang der Altrheinschlinge Aufschüttmaterial für den Damm der ersten festen Rheinbrücke bei Speyer entnommen wurde (BOEGNER 1985). Heute ist sie durch Baggerseen in drei Teilflächen (18, 13 und 7 ha) zerschnitten, wobei die kleinste eine sehr schmale langgestreckte Form besitzt (Abb. 1). Von 480 ha Überflutungsaue entfallen ca. 125 ha auf Baggerseen, die wegen ihrer Größe, Tiefe und Uferbeschaffenheit als naturentfremdet bezeichnet werden müssen. Die überwiegend steil abfallenden Ufer und der Gewässerboden sind weitgehend vegetationsfrei.

3. Methoden

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach den Richtlinien von BRAUN-BLANQUET durchgeführt, Artmächtigkeit oder Menge (Deckung oder Individuenzahl) geschätzt und in einer siebenteiligen Skala angegeben. Als Hilfsmittel zur Auffindung einer eventuell vorhandenen Gruppenstruktur dienten Clusteranalyse (Single linkage) und Vierfelder-Chi-quadrat-Test korrigiert von YATES. Es handelt sich hierbei um mathematisch exakte und daher objektive Verfahren zur Ähnlichkeitsbestimmung, die sich gegenseitig ergänzen (vgl. GLASS 1992). Ausgangspunkt der Clusteranalyse ist eine Distanzmatrix auf der Basis von Präsenz-Gemeinschaftskoeffizienten. Anleitungen und Verfahrensbeschreibungen zu den verschiedenen statistischen Berechnungen bzw. pflanzensoziologischen Methoden gaben u. a. KREEB (1983), DIERSSEN (1990), JANETSCHEK (1982), SACHS (1984), ZÖFEL (1985), DEICHSEL & TRAMPISCH (1985).

4. Ergebnisse und Auswertung

Die Wasserführung des Rheins ist der beherrschende ökologische Faktor, weshalb zunächst das Abflußgeschehen näher analysiert werden muß, um das Zustandekommen des beobachteten Artengefüges zu verstehen. Zu diesem Zweck standen die Rheinpegelstände Speyer vom 01.11.1946 bis 31.12.1996 zur Verfügung. Für jedes Jahr wurden Wasserstandsganglinien und -dauerlinien angefertigt sowie die wichtigsten deskriptiven statistischen Kennwerte ermittelt. Wasserstandsdauerlinien erwiesen sich als wenig hilfreich zur Problemlösung, da sie lediglich pauschale Werte liefern, wie oft welche Pegelstände an wieviel Tagen in einem bestimmten Zeitabschnitt insgesamt über- oder unterschritten wurden. Auf viele Fragen gab allein die Einzelbetrachtung der jährlichen Wasserstandsganglinien eine Antwort. Der unregelmäßige, rein zufällige Rhythmus im Heben

und Senken des Wasserspiegels nimmt während der Wachstumsphase vor allen weiteren Faktoren entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung und Verteilung der Pflanzengesellschaften (Abb. 7).

Die Widerstandskraft der einzelnen Pflanzenarten gegen Überflutung und Staunässe ist sehr unterschiedlich ausgeprägt. Sie ergibt sich im wesentlichen aus der Fähigkeit, Mangel von Sauerstoff oder dessen völliges Fehlen zu ertragen (LERCH 1991). Eine untergeordnete Rolle spielen Wasserstandsschwankungen außerhalb der Vegetationsperiode, da im Stadium der Winterruhe das Wachstum vorübergehend eingestellt ist. Die Stoffwechselaktivität sinkt auf ein Minimum, der Sauerstoffbedarf ist dementsprechend gering, woraus eine vielfach erhöhte Überflutungstoleranz resultiert. Frostperioden und Treibeis werden dann zu den primären vitalitätsbeeinflussenden Faktoren.

Bisher wurde übersehen, daß die Rheinpegelstände keiner Normalverteilung folgen, sondern eingipfelig linkssteil verteilt sind. Bei nichtsymmetrischen Verteilungen liegt das arithmetische Mittel (Mittelwert) außerhalb der Mitte, im vorliegenden Fall einer linkssteilen oder positiv schiefen Verteilung zu weit rechts und demnach zu hoch. Anstelle des Mittelwertes wird daher der Median oder Zentralwert berechnet. Dies ist derjenige Punkt der auf- oder absteigend geordneten Meßreihe, von dem aus unterhalb und oberhalb jeweils die Hälfte der Einzelwerte liegen (SACHS 1984). Der Median des Pegels Speyer beträgt für den oben genannten Zeitraum von etwas mehr als 50 Jahren 350 cm, der Mittelwert 364 cm. In Abb. 8a sind zum Vergleich Mediane und Mittelwerte der einzelnen Monate dargestellt. Die größten Differenzen treten von Oktober bis März auf, was bei den Mittelwerten zu dem falschen Eindruck eines flacheren Anstiegs der Wasserstandsgangslinie führt. Nach den Mittelwerten beurteilt, würde im Oktober der durchschnittlich niedrigste Wasserstand (309 cm) eintreten. Tatsächlich ist es aber der November mit einem Median von 285 cm. Wie erwartet, ergab sich auch für die Vegetationsperioden (1. April bis 30. September) in der Jahresreihe 1947 bis 1996 eine linkssteile Verteilung. Der Median von 390 cm liegt 8 cm tiefer als der Mittelwert, eine geringfügige Differenz, die auf den ersten Blick unbedeutend erscheint. Dies ändert sich aber, wenn man die Pegelstände pro Vegetationsperiode analysiert. Dabei fiel zunächst auf, daß die Medianwerte 37mal unter und zwölfmal über dem jeweiligen arithmetischen Mittel liegen, im Jahr 1959 stimmen beide Kennwerte überein. Die größte Differenz wurde für die Vegetationsperiode 1948 ermittelt, wo der Median 47 cm unter dem Mittelwert liegt. Neben der vorherrschenden linksschiefen Verteilungsform konnten auch rechtsschiefe festgestellt werden. In 15 Fällen (Vegetationsperioden) ergab die Prüfung mit dem KOLMOGOROFF-SMIRNOFF-Test unter Verwendung der 1%-Schranke von Lilliefors keine signifikante Abweichung von der Normalverteilung.

Um Meßreihen von Pegelständen miteinander zu vergleichen, müssen verteilungsunabhängige Prüfverfahren gewählt werden. Zur Anwendung kamen der U-Test von MANN und WHITNEY sowie der H-Test nach KRUSKAL und WALLIS. Eine Ausnahme machen die annähernd normalverteilten Stichproben in Tab. 2, ein Mittelwertsvergleich wäre hier möglich gewesen.

4.1 Pflanzenliste und Artenkombinationen

Auf den Untersuchungsflächen A, B, C und D (Abb. 5) wurden 114 Pflanzenarten (Tab. 1) festgestellt, wovon 102 Arten in den angefertigten 90 Vegetationsaufnahmen enthalten sind. 48 Aufnahmen fielen in die Zeit vom 21.07.92 bis 05.09.92, 42 in den Zeitraum zwischen dem 20.07.94 und 08.08.94. Bei besonders hohen Deckungswerten wurden auch Algen und Moose aufgenommen. Massenentfaltungen von Algenarten der Gattungen *Cladophora*, *Spirogyra*, *Tribonema* und *Zygnema* waren häufig in Form dichter Teppiche auf den trockengefallenen Schlick- und Sandböden zu beobachten. Da Arten, die weniger als fünfmal in den Aufnahmen vorkommen, nicht in den Vergleich mittels Vierfelder-Chi-quadrat-Test einbezogen werden, verbleiben 34 Arten für die Berechnungen.

Nicht berücksichtigt wurden die eher beiläufig erfaßten Algen und Moose. Die Vegetationsaufnahmen der Jahre 1992 und 1994 mußten zusammengefaßt werden, da die Teststärke des Vierfelder-Chiquadrat-Tests bei kleinen Stichprobenumfängen extrem niedrig ist. Von den 561 möglichen Artenkombinationen sind 177 signifikant, 140 positiv korrelierte Artenbeziehungen (Bindungen) stehen 37 „Meidungen" gegenüber (Abb. 2).

Tab. 1: Liste der Pflanzenarten. Mit fettgedruckten Ziffern hervorgehobene Arten sind in den Vegetationsaufnahmen enthalten. * = nach Neufassung der Bundesartenschutzverordnung vom 18. September 1989 besonders geschützte Art; ** = vom Aussterben bedrohte Art.

1 *Acer negundo* L., Eschen-Ahorn
2 *Acorus calamus* L., Kalmus
3 *Agropyron repens* L., Gemeine Quecke
4 *Agrostis gigantea* L., Riesen-Straußgras
5 *Agrostis stolonifera* L. *prorepens* KOCH, Weißes Straußgras
6 *Alisma lanceolatum* WITH, Lanzettblättriger Froschlöffel
7 *Alisma plantago-aquatica* L., Gemeiner Froschlöffel
8 *Alopecurus aequalis* SOBOLEWSKY, Gelbrotes Fuchsschwanzgras
9 *Amaranthus chlorostachys* WILLD var. *pseudo-retroflexus* (THELL.) AELLEN, Grünähriger Fuchsschwanz
10 *Amaranthus retroflexus* L., Zurückgebogener Fuchsschwanz
11 *Aster tradescantii* L., Kleinblütige Aster
12 *Azolla filiculoides* LAM., Großer Algenfarn
13 *Bidens frondosa* L., Schwarzfrüchtiger Zweizahn
14 *Butomus umbellatus* L., Schwanenblume
15 *Calystegia sepium* (L.) R. BR., Gemeine Zaunwinde
16 *Carex acutiformis* EHRH., Sumpf-Segge
17 *Carex elata* ALL., Steife Segge
18 *Carex gracilis* CURT., Schlank-Segge
19 *Carex riparia* CURT., Ufer-Segge
20 *Carex vesicaria* L., Blasen-Segge
21 *Carex vulpina* L., Fuchs-Segge
22 *Ceratodon purpureus* (HEDW.) BRID., Hornzahnmoos
23 *Chenopodium polyspermum* L., Vielsamiger Gänsefuß
24 *Cirsium arvense* (L.) SCOP., Acker-Kratzdistel
25 *Cornus sanguinea* L., Blutroter Hartriegel
26 *Corylus avellana* L., Gewöhnliche Haselnuß
27 *Crataegus monogyna* JACQ., Eingriffeliger Weißdorn
28 *Cyperus fuscus* L., Braunes Zypergras
29 *Drepanocladus aduncus* (HEDW.) WARNSt., Sichelmoos
30 *Eleocharis acicularis* (L.) R. & SCH., Nadel-Sumpfbinse
31 *Eleocharis uniglumis* (LK.) SCHULT., Einspelzige Sumpfbinse
32 *Eleocharis vulgaris* (WALTERS) LÖVE & LÖVE, Gemeine Sumpfbinse
33 *Equisetum fluviatile* L., Teich-Schachtelhalm
34 *Equisetum palustre* L., Sumpf-Schachtelhalm
35 *Erigeron canadensis* L., Kanadisches Berufkraut
36 *Galium palustre* L. (s. str.), Sumpf-Labkraut
37 *Hedera helix* L., Efeu
38 *Inula britannica* L., Wiesen-Alant
39 *Iris pseudacorus* L., Sumpf-Schwertlilie
40 *Juncus acutiflorus* EHRH. EX. HOFFM., Spitzblütige Binse
41 *Juncus compressus* JACQ., Zusammengedrückte Binse
42 *Lemna minor* L., Kleine Wasserlinse
43 *Leontodon autumnalis* L., Herbst-Löwenzahn

44 *Leskea polycarpa* HEDW., Leskemoos
45 *Limosella aquatica* L., Schlammkraut
46 *Lysimachia nummularia* L., Pfennigkraut
47 *Lysimachia vulgaris* L., Gewöhnlicher Gilbweiderich
48 *Lythrum salicaria* L., Blut-Weiderich
49 *Mentha arvensis* L., Acker-Minze
50 *Myosotis palustris* (L.) (s. str.) L. em. RCHB., Sumpf-Vergißmeinnicht
51 *Nymphoides peltata* (S. G. GMEL.) O. KTZE., Seekanne*
52 *Oenanthe aquatica* (L.) POIR., Wasserfenchel
53 *Phalaris arundinacea* L., Rohr-Glanzgras
54 *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. EX. STEUD., Gemeines Schilf
55 *Physcomitrium pyriforme* (HEDW.) BRID., Blasenmützenmoos
56 *Plantago major* L. *intermedia* (GODR.) LGE., Breit-Wegerich
57 *Poa annua* L., Einjähriges Rispengras
58 *Poa palustris* L., Sumpf-Rispengras
59 *Poa trivialis* L., Gemeines Rispengras
60 *Polygonum amphibium* L., Wasser-Knöterich
70 *Polygonum aviculare* L., Vogel-Knöterich
71 *Polygonum hydropiper* L., Wasserpfeffer
72 *Polygonum lapathifolium* L. *lapathifolium*, Ampfer-Knöterich
Polygonum lapathifolium L. *mesomorphum* (DANSER) DANSER
73 *Polygonum minus* HUDS., Kleiner Knöterich
74 *Polygonum mite* SCHR., Milder Knöterich
75 *Polygonum persicaria* L., Floh-Knöterich
76 *Populus alba* L., Silber-Pappel
77 *Populus* x *canadensis* MOENCH, Kanadische Pappel
78 *Potentilla reptans* L., Kriechendes Fingerkraut
79 *Potentilla supina* L., Niedriges Fingerkraut
80 *Quercus robur* L., Stiel-Eiche
81 *Ranunculus repens* L., Kriechender Hahnenfuß
82 *Ranunculus sceleratus* L., Gift-Hahnenfuß
83 *Riccia rhenana* LORBEER, Sternlebermoos
84 *Robinia pseudoacacia* L., Robinie
85 *Rorippa amphibia* (L.) BESS., Wasser-Sumpfkresse
86 *Rorippa sylvestris* (L.) BESS., Wilde Sumpfkresse
87 *Rubus caesius* L., Kratzbeere
88 *Rumex conglomeratus* MURR., Knäuel-Ampfer
89 *Rumex hydrolapathum* HUDS., Fluß-Ampfer
90 *Rumex maritimus* L., Strand-Ampfer
91 *Rumex sanguineus* L., Hain-Ampfer
92 *Salix alba* L., Silberweide
93 *Salix purpurea* L., Purpurweide
94 *Salvinia natans* (L.) ALL., Schwimmfarn**
95 *Schoenoplectus lacustris* (L.) PALLA, Gemeine Teichbinse
96 *Schoenoplectus tabernaemontani* (C. C. GMELIN) PALLA, Salz-Teichbinse
97 *Scutellaria galericulata* L., Sumpf-Helmkraut
98 *Senecio paludosus* L., Sumpf-Greiskraut
99 *Sium latifolium* L., Breitblättriger Merk
100 *Solanum dulcamara* L., Bittersüßer Nachtschatten
101 *Solidago gigantea* AIT., Riesen-Goldrute
102 *Sparganium erectum* L. erectum, Ästiger Igelkolben
103 *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEID., Teichlinse
104 *Stachys palustris* L., Sumpf-Ziest
105 *Symphytum officinale* L., Gemeiner Beinwell

106 *Thalictrum flavum* L., Gelbe Wiesenraute
107 *Typha angustifolia* L., Schmalblättriger Rohrkolben
108 *Typha latifolia* L., Breitblättriger Rohrkolben
109 *Ulmus minor* MILL. em. RICHENS, Feld-Ulme
110 *Urtica dioica* L., Große Brennessel
111 *Veronica catenata* PENNELL, Wasser-Ehrenpreis
112 *Veronica peregrina* L., Amerikanischer Ehrenpreis
113 *Viburnum opulus* L., Gemeiner Schneeball
114 *Vicia cracca* L., Vogel-Wicke

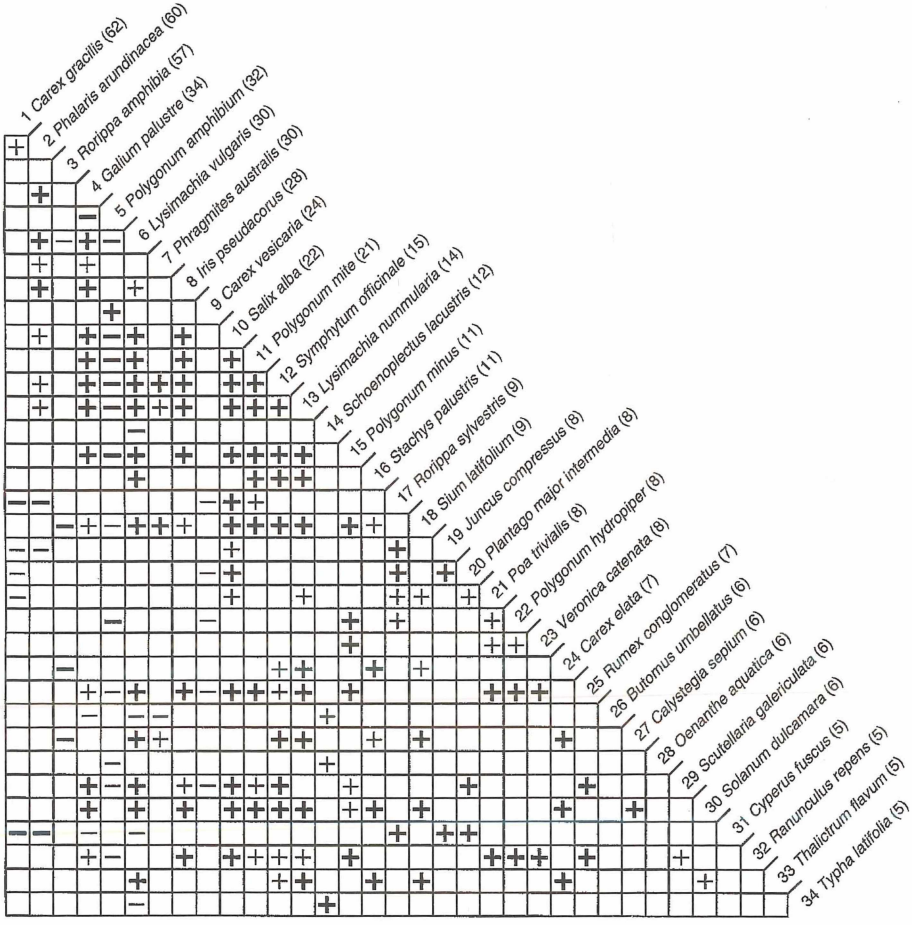

Abb. 2: Ergebnisse der Vierfelder-Chiquadrat-Tests aus 90 Vegetationsaufnahmen. Die Ziffern hinter den Pflanzennamen geben die absolute Häufigkeit an. + = positive Korrelation, – = negative Korrelation. Irrtumswahrscheinlichkeit p = 0,1 – 5%, bei fettgedruckten Symbolen p < 0,1%.

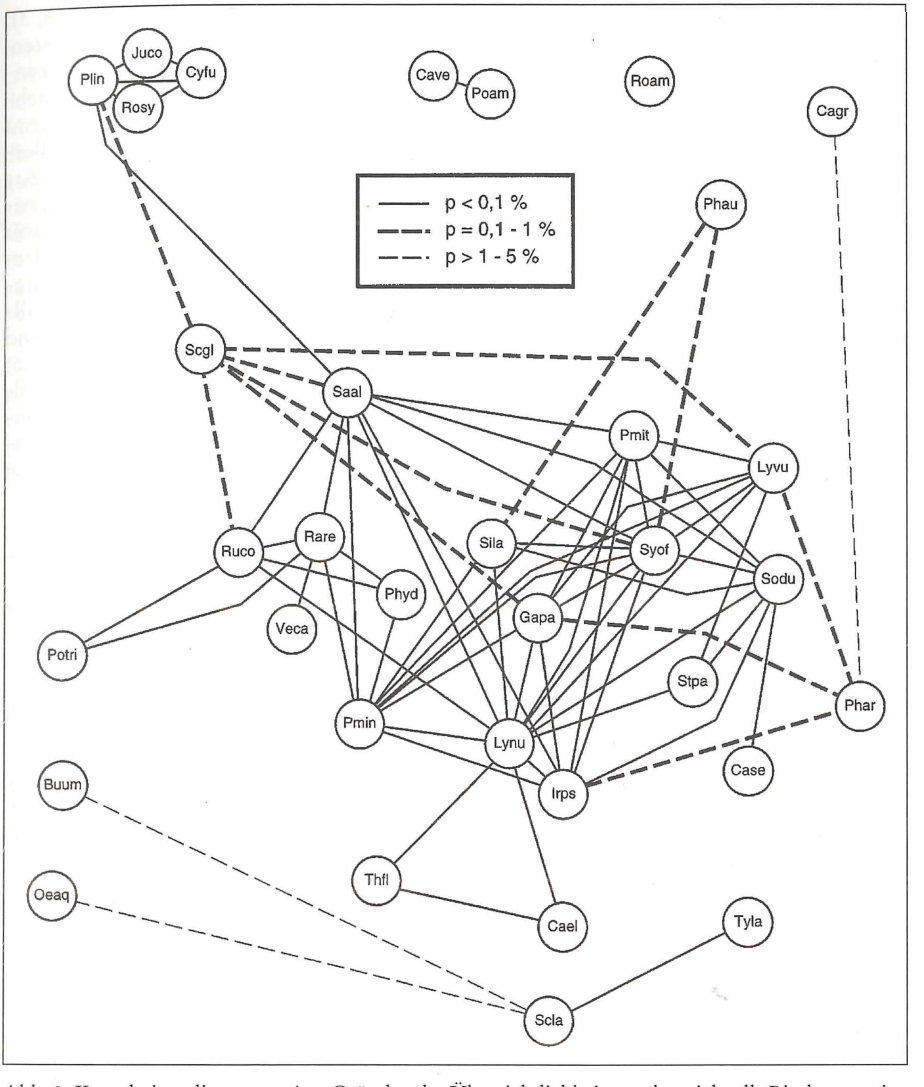

Abb. 3: Korrelationsdiagramm. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden nicht alle Bindungen eingezeichnet, sondern für jede Art nur diejenigen mit der kleinsten Irrtumswahrscheinlichkeit. Als Maß für die Entfernung dient der Reziprokwert von Chiquadrat. Die im Grunde räumliche Struktur wird zweidimensional abgebildet, weshalb Näherungen notwendig sind. Abkürzungen: **Buum** = *Butomus umbellatus*, **Case** = *Calystegia sepium*, **Cael** = *Carex elata*, **Cagr** = *Carex gracilis*, **Cave** = *Carex vesicaria*, **Cyfu** = *Cyperus fuscus*, **Gapa** = *Galium palustre*, **Irps** = *Iris pseudacorus*, **Juco** = *Juncus compressus*, **Lynu** = *Lysimachia nummularia*, **Lyvu** = *Lysimachia vulgaris*, **Oeaq** = *Oenanthe aquatica*, Phar = *Phalaris arundinacea*, **Phau** = *Phragmites australis*, **Plin** = *Plantago major intermedia*, **Potri** = *Poa trivialis*, **Poam** = *Polygonum amphibium*, **Phyd** = *Polygonum hydropiper*, **Pmin** = *Polygonum minus*, **Pmit** = *Polygonum mite*, **Rare** = *Ranunculus repens*, **Roam** = *Rorippa amphibia*, **Rosy** = *Rorippa sylvestris*, **Ruco** = *Rumex conglomeratus*, **Saal** = *Salix alba*, **Scla** = *Schoenoplectus lacustris*, **Scga** = *Scutellaria galericulata*, **Sila** = *Sium latifolium*, **Sodu** = *Solanum dulcamara*, **Stpa** = *Stachys palustris*, **Syof** = *Symphytum officinale*, **Thfl** = *Thalictrum flavum*, **Tyla** = *Typha latifolia*, **Veca** = *Veronica catenata*.

Auffallend ist die vollkommen isolierte Stellung von *Rorippa amphibia* (Abb. 2 u. 3), die keine einzige positive Beziehung zu einer der anderen Arten besitzt. Aus der Clusteranalyse (Abb. 4) geht die Sonderstellung von *Rorippa amphibia* nicht hervor, wo sie zwischen *Phragmites australis* und *Carex gracilis* steht. Abgetrennt von der Hauptgruppe nehmen auch *Carex vesicaria* und *Polygonum amphibium*, die auf einem Signifikanzniveau von 0,1% miteinander assoziiert sind, eine Sonderstellung ein. Bemerkenswert ist außerdem, daß *Polygonum amphibium* 13 negative Beziehungen besitzt (Abb. 2). Die Art wurde 18mal als f. *aquaticum* angesprochen und 14mal als f. *terrestre*, in zwei Vegetationsaufnahmen lag *Polygonum amphibium* sowohl in der Land- als auch in der Wasserform vor. Für *Carex gracilis* wurden sieben „Meidungen" und eine positive Korrelation auf dem 5%-Niveau mit *Phalaris arundinacea* nachgewiesen. Eine eigene Gruppe bilden *Schoenoplectus lacustris, Typha latifolia, Butomus umbellatus* und *Oenanthe aquatica*. Ebenfalls zusammengefaßt werden können: *Cyperus fuscus, Juncus compressus, Rorippa sylvestris* und *Plantago major intermedia.* Letztere ist allerdings gegenüber *Salix alba* höchst signifikant positiv korreliert. Im Artenkorrelationsdiagramm nicht zu erkennen, ist die Gruppenbildung von *Scutellaria galericulata, Veronica catenata, Polygonum hydropiper, Rumex conglomeratus, Ranunculus repens* und *Poa trivialis*. Sie tritt erst in der Clusteranalyse zutage, in der sich alle anhand der Ergebnisse des Vierfelder-Chiquadrat-Tests beschriebenen Gruppierungen wiederfinden.

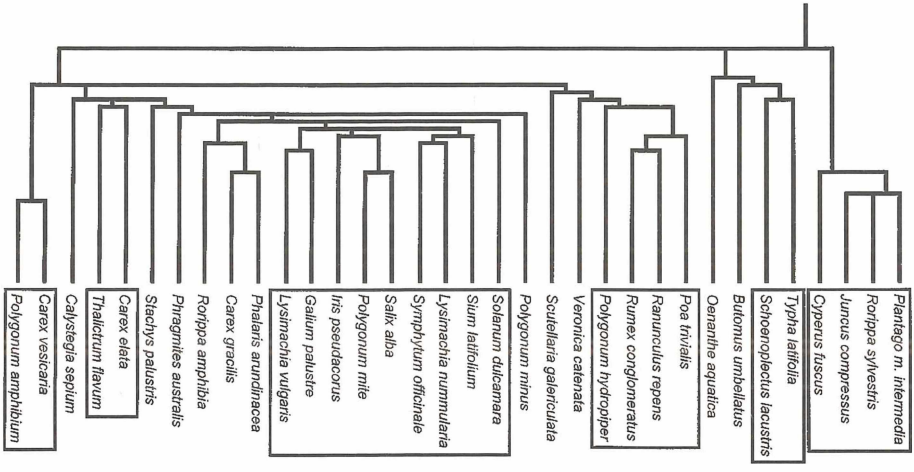

Abb. 4: Ergebnisse der Clusteranalyse (Single Linkage). Nebeneinander angeordnete Arten in den umrahmten Feldern sind nach dem Vierfelder-Chiquadrat-Test auf der 0,1 %-Stufe signifikant positiv korreliert.

4.2 Vegetationszonierung

Das Erscheinungsbild der Ufervegetation wird geprägt durch sieben Arten, die in der Lage sind, umfangreiche geschlossene Bestände aufzubauen. Es sind dies: Silberweide (*Salix alba*), Schilf (*Phragmites australis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schlanksegge (*Carex gracilis*), Blasensegge (*Carex vesicaria*), Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*) und Wassersumpfkresse (*Rorippa amphibia*). Abb. 5 zeigt die horizontale und vertikale Verteilung der Hauptbestandsbildner mit Ausnahme des Rohrglanzgrases, das unterhalb der Silberweidenzone durch das lang andauernde Sommerhochwasser 1994 nahezu vollständig ausgelöscht wurde.

Anfang August 1995, kurz nach dem Ablaufen des Hochwassers, wurde damit begonnen, an insgesamt 110 Stellen im Bereich der Untersuchungsflächen A und B (Abb. 5) die Wasserstände über bzw. unter Flur zu messen, um die Höhenunterschiede in der Vegetationsabfolge zu ermitteln und statistisch abzusichern. Die Meßpunkte lagen nach Möglichkeit im Zentrum von Reinbeständen der oben genannten dominierenden Arten, die das Sommerhochwasser am besten, d. h. mit der relativ geringsten sichtbaren Schädigung, überstanden hatten. Dazu wurden die dichtesten Bestände mit den wenigsten abgestorbenen Blättern und Halmen ausgewählt. Waren alle oberirdischen Teile überwiegend abgestorben, wie z. B. bei *Carex gracilis* und *Phragmites australis*, wurden Meßpunkte ausgewählt, an denen die Pflanzen anfingen, frisch auszutreiben. Die Ergebnisse von 81 Messungen im Kernbereich der Hauptbestandsbildner sind in Tab. 2 dargestellt. Als Bezugsbasis dient der Pegel Speyer, wobei zur Vereinfachung ein weitgehend synchroner Verlauf des Rheinpegels und der Wasserstände an den untersuchten Standorten vorausgesetzt wird. Dies gilt jedoch genau genommen nur für den Fall stetig langsam fallender bzw. anhaltend allmählich steigender Rheinwasserstände, kurzfristige geringe Schwankungen machen sich entweder gar nicht oder in abgeschwächter Form bemerkbar. Andererseits kann ein schnell hoch ansteigender Rheinpegel und insbesondere rasch ablaufendes Hochwasser deutliche Höhendifferenzen hervorrufen.

Tab. 2: Höhenstufen der Vegetationszonen in den Untersuchungsflächen A und B (Abb. 5) bezogen auf Pegel Speyer (cm) nach dem Sommerhochwasser 1995. Eine signifikante Abweichung von der Normalverteilung liegt nicht vor. Bei symmetrisch eingipfeligen Verteilungen gilt: Median = Mittelwert. Für beide Kennwerte wurde der Standardfehler berechnet.

Vegetationszonen	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	Messungen
a) Silberweidenwald	406 ± 2	407,0 ± 2	388	419	15
b) Schilfröhricht	383 ± 3	386,0 ± 5	366	398	15
c) Schlankseggenried	375 ± 2	374,5 ± 3	363	388	20
d) Blasenseggenried	361 ± 3	358,0 ± 4	351	380	11
e) Teichbinsenröhricht	354 ± 2	353,5 ± 3	345	362	10
f) Wasserkressenflur	355 ± 1	355,5 ± 1	352	359	10
			U1	U2	p (%)
Ergebnisse der U-Tests:		a/b	201,5	8,5	< 0,1
		b/c	218,5	81,5	< 5
		c/d	197	23	< 0,1
		d/e	84	26	< 5
		e/f	63,5	36,5	n. s.

Der Höhenunterschied zwischen dem tiefsten Meßpunkt in der Teichbinsenzone und dem höchsten in der Silberweidenzone beträgt nur 74 cm. Eine Wasserkressenzone konnte nicht unterschieden werden, weil zumindest die oberirdischen Teile von *Rorippa amphibia* unterhalb der Teichbinsenzone durch das Hochwasser vollständig vernichtet worden waren.

Besonders hervorzuheben ist ein kleiner, wenige Quadratmeter umfassender Schilfbestand in Untersuchungsfläche A, der sich auf einem Höhenniveau von ca. 350 cm Pegel Speyer bis zum Sommerhochwasser 1995 behaupten konnte.

Neuansiedlungen von Schilf- und Rohrglanzgrasröhricht im Übergangsbereich zwischen Wasserkressenflur und Schlankseggenried wurden 1992 und 1993 vorübergehend beobachtet. Auch die Teichbinsenzone war in diesen Jahren stark durchsetzt mit *Phrag-*

mites australis und *Phalaris arundinacea*. Das Hochwasser von 1994 reichte aber aus, um die jungen Bestände vollkommen auszulöschen. Der größere Schilfstreifen in Fläche B wächst auf einer künstlichen Anschüttung, deren höchster Punkt über der Silberweidenzone liegt (Abb. 5, vertikale Verteilung). Ohne Konkurrenz durch Seggen, Schilf und Rohrglanzgras ist die Silberweide in der Lage, bis auf ca. 365 cm Pegel Speyer vorzurücken. Das Schema in Abb. 5 macht deutlich, daß die untere physiologisch bedingte Verbreitungsgrenze des Jungwuchses von *Salix alba* annähernd mit dem tiefsten beobachteten Vorkommen von *Carex gracilis* übereinstimmt. Auf den Flächen A, B und D besteht der Untergrund aus mächtigen Schlickablagerungen, während es sich bei dem Substrat am „Schäferweiher" (Fläche C) hauptsächlich um sandig-kiesigen Boden handelt. Dadurch werden *Carex gracilis, Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* ausgeschaltet, weil der Standort bei niedrigen Wasserständen extrem schnell austrocknet. Eine Trockenperiode schädigt die Pflanzen offensichtlich stärker, als eine normale Überschwemmung. Unter der Trockenheit dieses Standortes leiden auch Silber- und Purpurweiden, was Anfang August 1992 zu herbstlicher Verfärbung und vorzeitigem Blattfall führte. Im darauffolgenden Frühjahr wurden die Schäden sichtbar, einige Weiden waren abgestorben, andere hatten viele dürre Äste. Eine Niedrigwasserperiode im Frühjahr 1993 reduzierte die Vitalität der geschwächten Bäume erneut. Erst Ende Mai setzte mit steigendem Pegel eine allmähliche Erholungsphase ein.

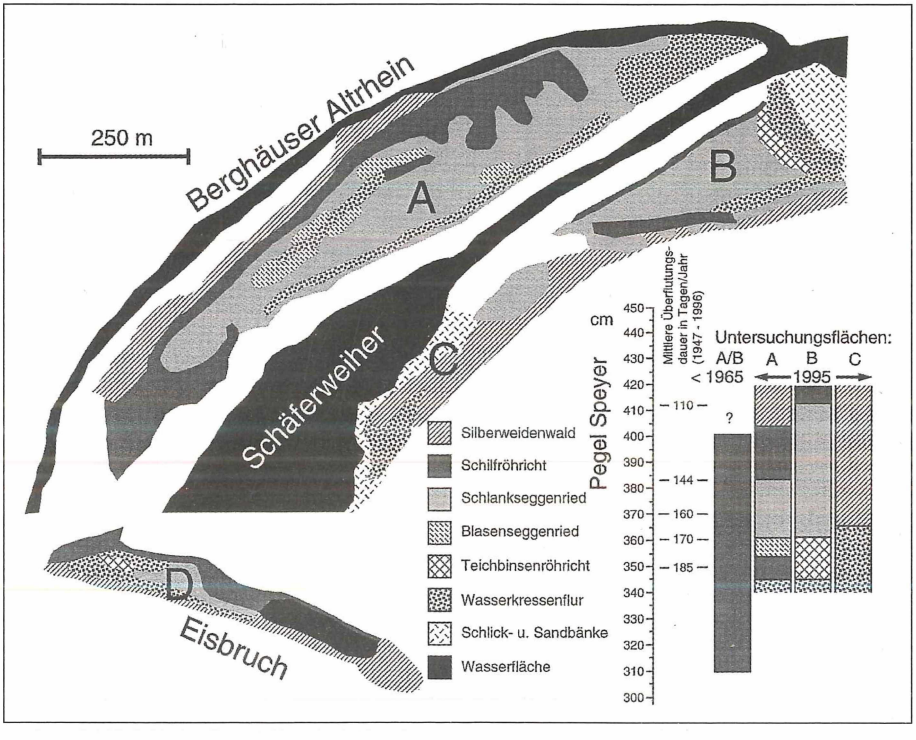

Abb. 5: Schema der horizontalen und vertikalen Verteilung der Hauptbestandsbildner in den Untersuchungsflächen A, B, C und D.

Auf der Sandbank am „Schäferweiher" sind besonders stark annuelle Arten vertreten, wie *Limosella aquatica, Cyperus fuscus*, *Veronica peregrina* und *Polygonum lapathifolium*, um nur einige zu nennen. Die jüngste erfolgreiche Ansiedlung von Purpur- und Silberweiden fällt in die Zeit von 1989 bis 1993, eine Serie von Jahren mit relativ niedrigen Wasserständen (Abb. 7). Sie verlief zeitgleich sowohl auf Untersuchungsfläche C als auch am ebenfalls sandig-kiesigen Uferabschnitt des „Berghäuser Altrheins" auf der Höhe von „Insel Horn" (Abb. 1). Sehr wahrscheinlich aufgrund der Strömungsverhältnisse konnten sich die Keimlinge von *Salix alba* auf „Insel Horn" unterhalb Pegel Speyer ca. 400 cm nicht behaupten. Dagegen gelang es am „Schäferweiher" einzelnen Exemplaren an einer Stelle, an der die Sandbank besonders flach abfällt und eine dünne Schlickdecke besitzt, etwa 35 cm tiefer gegen das offene Wasser vorzurücken.

4.3 Einfluß des Rheinpegels auf die interspezifische Konkurrenz

Typisch für die Verlandungszone von Gewässern mit starken Wasserstandsschwankungen ist die hohe Dynamik der Vegetation. *Carex gracilis, C. vesicaria*, *Phragmites australis, Phalaris arundinacea* und *Rorippa amphibia* besitzen ein starkes vegetatives Ausbreitungsvermögen. Die Bestandsgrenzen sind nicht stabil, sondern verlagern sich je nach Standortbedingungen von Jahr zu Jahr, aber auch kurzfristig im Verlauf einer einzigen Vegetationsperiode. Schlüsselfaktor hierfür ist der Rheinpegelstand, denn das Hydroregime in der Vegetationsperiode fördert oder beschränkt die Konkurrenzkraft der Arten in unterschiedlicher Weise. Dadurch ist die Breite der Verlandungszone insgesamt, ebenso wie die der einzelnen Vegetationsstufen, sehr variabel. In Jahren mit niedrigen Pegelständen erfolgt ein Vordringen der Pflanzendecke zur offenen Wasserfläche hin, bei hohen Wasserständen zieht sie sich zurück.

Für ideale Standortverhältnisse sorgten die ausgeglichenen Rheinpegelstände im Jahr 1992 bis zum Einsetzen der Trockenperiode Anfang August (Abb. 7). Alle Pflanzengesellschaften bildeten vitale und dichte Bestände. Das Schlankseggenried war stark durchsetzt mit Reinbeständen des Rohrglanzgrases, die Teichbinsenzone fleckenweise aufgelockert mit *Typha latifolia* seltener mit *T. angustifolia*, die meist vereinzelt auftrat. Es kam zu vielen, wenige Quadratmeter großen Neuansiedlungen von *Phragmites australis*, die sich unterhalb des Schlankseggenriedes in tiefere Partien erstreckten, aber sehr niedrige Deckungswerte aufwiesen. Demgegenüber vermochte das Rohrglanzgras bis weit hinabsteigend in den Bereich der Wasserkressenflur, umfangreiche Bestände mit sehr hohen Deckungsgraden aufzubauen. Hervorzuheben ist auch der hohe Anteil von *Polygonum amphibium*, der überall in die Lücken von Röhrichten und Großseggen eindrang.

Nachdem Ende Mai 1993 das bis dahin extrem trockene Frühjahr zu Ende ging, setzte bei optimalen Pegelständen (Abb. 7) und hohen Lufttemperaturen eine rasante Wachstumsphase ein. Innerhalb von zwei Wochen entwickelten sämtliche Röhrichtbildner und Großseggen ansehnliche, dicht geschlossene Bestände und gelangten mit Ausnahme des Schilfs zur Blüte. Eine Hochwasserspitze im Juli, die 532 cm (Pegel Speyer) erreichte, zog allerdings *Phalaris arundinacea* und *Carex gracilis* stark in Mitleidenschaft. Als beide Arten nach etwa dreiwöchiger, vollständiger Überflutung wieder an der Wasseroberfläche erschienen, begann *P. arundinacea* mit schnell wachsenden alten und neuen Trieben die bräunlich verfärbte, von den Fluten flach niedergedrückte *C. gracilis* zu überwuchern. Die Blätter des Rohrglanzgrases waren zwar fast vollständig abgestorben, aber die meisten Halme hatten das Hochwasser mehr oder weniger unbeschadet überstanden und setzten in kürzester Zeit neue Blätter an, lange bevor sich *C. gracilis* zu erholen begann.

Großen Schaden an der Ufervegetation richtete das Sommerhochwasser 1994 an. *Phalaris arundinacea* wurde nach siebenwöchiger Überflutung unterhalb der Silberweidenzone buchstäblich ausgelöscht. Ein dichter Teppich aus verrottenden Halmen, Blättern und Fadenalgen bedeckte die vormaligen Standorte des Rohrglanzgrases innerhalb der Schlankseggenzone. Auf das schnell ablaufende Hochwasser folgte eine Hitzewelle, die der

oberen Bodenschicht in kürzester Zeit die gespeicherte Feuchtigkeit entzog. Die Trockenheit beendete den Verrottungsprozeß und ein mehrere Zentimeter dickes Geflecht aus abgestorbenen Pflanzenteilen verhinderte bis zum Ende der Vegetationsperiode neuen pflanzlichen Aufwuchs. Nicht einmal *Carex gracilis* konnte sich in diese Bereiche hinein ausbreiten, obwohl sie bald nach der Überschwemmung an gewohnter Stelle erneut frisch austrieb. Ein Rückzug der Schilffront wurde 1994 nicht beobachtet, aber es kam zur Bildung von sog. „Sekundärschilf", dicht stehende, dünne Halme von geringer Wuchshöhe, die in der Regel keine Rispe entwickeln. Mit dünnen, kurzen und weit auseinander stehenden Halmen reagierte *Schoenoplectus lacustris* auf die anhaltende Überflutung. Beide *Typha*-Arten erschienen 1994 nach dem Hochwasser nicht mehr, erst im Jahr 1997 wurde *Typha latifolia* wieder vereinzelt festgestellt.

Das ausgeprägte Sommerhochwasser 1995 bewirkte im Vergleich zum Vorjahr einen Rückzug der Schilffront um etwa 2 m. Darüber hinaus kam es zur „Lochbildung", womit das flächenhafte Absterben der Schilfrhizome umschrieben wird. Hierbei entstanden an wechselnden Stellen im Bestand auf Untersuchungsfläche A (Abb. 5) etwa kreisrunde, vollkommen schilffreie Flächen. Außerdem brach der abschnittsweise unter 10 m schmale Schilfstreifen auf einer Länge von ca. 20 m völlig zusammen, in einem breiteren Teilstück kam es auf einer Länge von 50–60 m zu einem mehr als 10 m tiefen Einbruch der Schilffront. Ende Juli, nachdem das Hochwasser zurückgegangen war und die Verlandungszone wieder begehbar wurde, hatten *Carex gracilis* und in geringerem Umfang auch *C. vesicaria* von den plötzlich entstandenen Schilflücken Besitz ergriffen. Überall auf den an Stoppelfelder erinnernden schilffreien Standorten zeigten sich junge *Carex*-Triebe, und wo die Lücken direkt an die Seggenzonen angrenzten, breiteten sich besonders dichte *Carex*-Rasen in den Schilfbestand hinein aus. Durch das ca. drei Monate dauernde Hochwasser wurde *C. gracilis* ebenfalls stark in Mitleidenschaft gezogen. Die im Frühjahr herangewachsenen ersten Blätter waren unter Wasser abgestorben und die Bestände von der Kernzone (Tab. 2) zum offenen Wassers hin zunehmend stark ausgedünnt. Besser als die Schlanksegge ist die Blasensegge an längerfristige Überflutung angepaßt, worauf das nachweislich überzufällig häufige gemeinsame Auftreten zusammen mit *Polygonum amphibium* bereits hinweist (Abb. 3 u. 4). Einige der im Frühjahr gebildeten alten Blätter enthielten immer noch etwas Chlorophyll, ihr Verrottungszustand ließ darauf schließen, daß sie erst vor kurzem abgestorben sein mußten. Die frisch sprießenden Blätter wiesen einen erheblichen Entwicklungsvorsprung auf, sie hatten etwa die doppelte Länge der jungen Schlankseggen-Blätter, die maximal 40 cm Wuchshöhe erreichten. Auch bildeten die Blasenseggen-Bestände an gewohnter Stelle einen dichten Rasen, unterirdische Ausläufer und Wurzeln müssen demnach, verglichen mit *C. gracilis*, eine viel höhere Widerstandskraft gegen Überflutung besitzen.

Ein Vorrücken von *C. gracilis* aus der Silberweidenzone gegen die landwärtige Schilffront wurde ebenfalls registriert, der Vorstoß fiel aber wesentlich geringer aus. Nur in dem relativ kurzen Abschnitt, an dem sich der Schilfstreifen durch „Lochbildung" gänzlich aufgelöst hatte, gelang es der Schlanksegge in größerem Umfang an Boden zu gewinnen. Die Silberweidenzone besteht selten aus einem zusammenhängenden, dicht schließenden Kronendach, sondern meist aus verstreuten Einzelbäumen bzw. kleineren Gruppen Silberweiden, seltener auch Purpurweiden, die von unterschiedlich hohen Anteilen *C. gracilis, Phalaris arundinacea* und *Phragmites australis* durchsetzt sind.

Nach einem anfänglich sehr trockenen Frühjahr setzte ab Mitte Mai 1996 die Erholungsphase für das Schilf ein. Die durch „Lochbildung" entstandenen Lücken im Kernbereich des Schilfstreifens in Untersuchungsfläche A wurden mit kurzen, leichten Halmen von geringer Dichte geschlossen. Ende September waren deutliche Geländegewinne an der landseitigen Schilffront zu verzeichnen. Stellenweise schob sich *Phragmites australis* in die tiefer liegenden *Carex*-Bestände, konnte aber insgesamt den wasserseitigen Rückzug des Vorjahres nicht annähernd wieder ausgleichen. Starke Auflösungserscheinungen zeigte der kleine Schilfbestand in der Senke unterhalb der Seggenzonen (Abb. 5, Fläche A). Die

dünnen, in der Mehrzahl rispenlosen, unter 2 m hohen Halme standen bis auf eine wenige Quadratmeter umfassende Herde weit auseinander, durchsetzt von *C. gracilis* und *Rorippa amphibia*. Landseits der Schilfwand im Bereich der Silberweidenzone kam *Phalaris arundinacea* zur Dominanz, *C. gracilis* wurde überwuchert und zurückgedrängt.

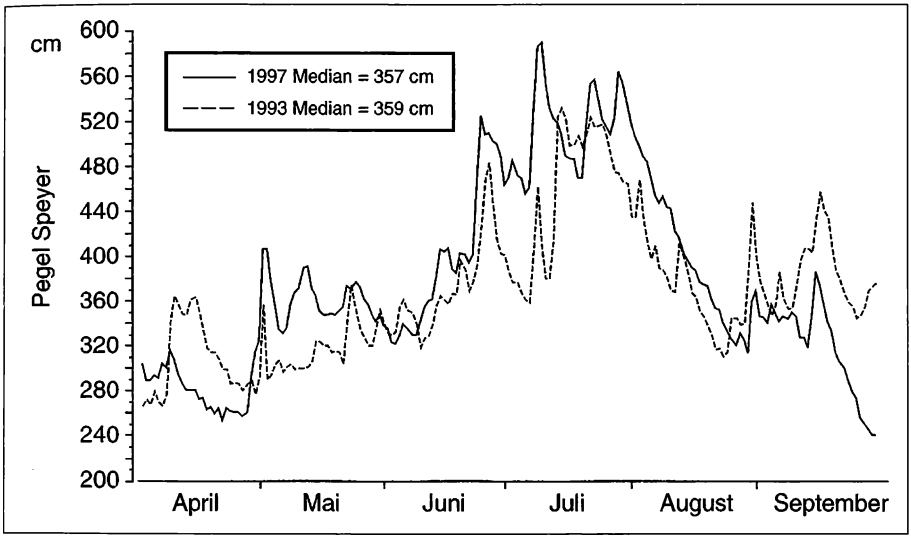

Abb. 6: Wasserstandsganglinien der Vegetationsperioden 1993 und 1997. In beiden Jahren wurde *Carex gracilis* von *Phalaris arundinacea* überwuchert und stark zurückgedrängt.

Die Wasserstandsganglinien der Vegetationsperioden 1993 und 1997 (Abb. 6) haben einen sehr ähnlichen Verlauf, so daß sich ein Vergleich der Konkurrenzverhältnisse anbot. In beiden Jahren wurden alle in der Verlandungszone vorkommenden *Carex*-Arten durch mehrwöchige vollständige Überflutung stark geschädigt. Eine gegenüber den Großseggen weitaus geringere Schädigung, brachte *Phalaris arundinacea* 1993 und 1997 den entscheidenden Konkurrenzvorteil, nach dem Rückgang des Hochwassers schneller zu regenerieren und mit langen oberirdischen Ausläufern die *Carex*-Bestände zu überwuchern. Gegen Ende der Vegetationsperiode 1997 erreichte das Rohrglanzgras innerhalb der Schlankseggenzone mindestens ebenso hohe Deckungswerte wie im Jahr 1993. *Schoenoplectus lacustris* und *Phragmites australis* waren in beiden Jahren optimal entwickelt. Im Unterschied zum Jahr 1993 gelang es dem Schilf 1997 sich weit in das Schlankseggenried hinein vorzuschieben. Dabei wurde nicht nur das verlorengegangene Gelände von 1995 zurückerobert, sondern darüber hinaus an vielen Stellen auf Kosten der Seggen neue Standorte hinzugewonnen. Lediglich in den Bereichen, an denen die Schilffront durch „Lochbildung" eingebrochen war, konnten die Arealverluste aus dem Jahr 1995 nicht vollständig ausgeglichen werden. Der oben beschriebene kleine Schilfbestand unterhalb der Seggenzonen hatte sich Ende August 1997 wieder erholt und nach allen Seiten hin stark ausgebreitet. Die relativ kurzfristige Überflutung im Jahr 1997 hatte *C. vesicaria* unerwartet stärker in Mitleidenschaft gezogen als *C. gracilis*, deren Schadenssymptome sich auf die Blattspitzen beschränkten. *C. vesicaria* starb 1997 oberirdisch vollkommen ab, womit das Ausmaß der Schädigung sogar weit über dem des Extremjahres 1995 lag. Hier muß neben dem Hochwasser mindestens noch ein weiterer unbekannter Stressor wirksam gewesen sein.

4.4 Ursachen des Schilfrückgangs

Teichbinsen- und Schilfröhrichte nahmen am „Berghäuser Altrhein" in zurückliegender Zeit eine viel größere Fläche ein. Das Schilf besiedelte bis Mitte der 1960er Jahre Geländestufen, die heute von Wassersumpfkresse- und Großseggen-Gesellschaften eingenommen werden. Der Schilfbewuchs drang in dem zwischen „Schäferweiher" und Rheinhauptdeich liegenden Altrheinabschnitt beiderseits bis fast zur Gewässermitte vor. Nach Berichten von Hennings (persönl. Mitt.) lag an dieser Stelle die Breite des nicht verschilften, freien Wasserlaufs zeitweilig unter einem Meter. Auch südlich vom Mündungsbereich des „Schäferweihers" rückte *Phragmites australis* viel weiter gegen die offene Wasserfläche vor. Am Nordrand der „Insel Horn" erstreckte sich ein Schilfdickicht und das gesamte nordwestliche Teilstück der „Eisbruchlache" bestand aus einem undurchdringlichen Schilfröhricht. *Phragmites australis* wurde auf den höher liegenden Anlandungen durch *Carex gracilis* abgelöst, die kleinflächigen Bestände der Blasensegge und die vornehmlich in einzelnen, verstreuten Bulten vorhandene Steifsegge spielten dabei kaum eine Rolle. Die am tiefsten gelegenen ehemaligen Schilfstandorte bestehen heute aus nahezu vegetationsfreien Schlickböden oder werden während Niedrigwasserperioden vorübergehend in erster Linie von *Rorippa amphibia* besiedelt. Auf den Untersuchungsflächen B und D (Abb. 5) sind der Schlankseggenzone größere Teichbinsen-Bestände vorgelagert, in der Regel aber wird *Carex gracilis* mit abnehmender Entfernung zum Wasser fast übergangslos durch *Rorippa amphibia* ersetzt.

Die Umwandlung der Schilfgebiete vollzog sich nicht allmählich über einen längeren Zeitraum, sondern nach übereinstimmender Auskunft unabhängiger Beobachter im Verlauf der zweiten Hälfte der 1960er Jahre, also innerhalb einer verhältnismäßig kurzen Zeitspanne. Vieles deutet darauf hin, daß das Sommerhochwasser 1965 den Zusammenbruch der Schilfbestände am „Berghäuser Altrhein" ausgelöst hat.

Wird der Vegetationskegel des Schilfhalms zerstört, reagiert die Pflanze mit dem Austrieb von Seitensprossen, dem sog. „Sekundärschilf". Mechanische Einflüsse wie Frost, Fraß, Schnitt oder Brand können dies bewirken, aber auch bei langfristiger, vollständiger Überflutung geht die Sproßspitze zugrunde. Die ab Ende April 1995 ununterbrochen von Wasser bedeckten Schilfpflanzen waren nach etwas mehr als 40 Tagen Überflutungsdauer übersät mit braunen Flecken. Ihre Wuchshöhe lag zu diesem Zeitpunkt wenig über einem halben Meter und alle Blätter trugen einen dünnen Überzug aus Rheinschlick. Bei den Ende Juli 1995 vom Hochwasser freigegebenen etwa mannshohen Schilfhalmen handelte es sich ausnahmslos um Sekundärtriebe. Diese sind gekennzeichnet durch geringere Halmdurchmesser, Halmlänge, Blattzahl, Biomasse, Längenwachstumsrate und Wachstumsdauer, außerdem werden keine Rispen gebildet. Die Halmdichte steigt normalerweise an, da pro abgestorbenem Primärhalm etwa zwei Ersatzsprosse entstehen (OSTENDORP 1987).

Abb. 7 gibt einen Überblick über die Wasserstandsganglinien zwischen dem 1. April und 30. September in der Jahresreihe 1947 bis 1996. Die schwarz eingefärbten Flächen liegen über der Pegelmarke von 410 cm. Dieser Wert entspricht dem Median der Vegetationsperiode 1994, in der die Bildung von „Sekundärschilf" beobachtet wurde. Bei einem Pegel um 400 cm im zeitigen Frühjahr verschwindet die heranwachsende Ufervegetation bis auf die älteren Silberweiden unter der Wasseroberfläche. Am Anfang der Wachstumsphase reagieren alle Helophyten besonders empfindlich auf Überflutung. Ihr Sauerstoffbedarf ist stark erhöht und sie geraten aufgrund ihrer Kleinheit häufiger und länger vollständig unter Wasser. Um zu beurteilen, ob in einer Vegetationsperiode eine Belastung durch Überflutungsstreß bestand, wurde der Zentralwasserstand (Median) und die Überschreitungsdauer in Tagen des kritischen Pegels von 410 cm ermittelt. Aus den Geländebeobachtungen läßt sich ableiten, daß bei Erreichen bzw. Überschreiten der Kennwerte von 1994 die Primärhalme des Schilfs zugrunde gehen und durch Austrieb von sekundären Seitensprossen ersetzt werden.

1965 verschwand die Schilfzone für drei Monate, von Mitte Mai bis Mitte August, unter dem Wasserspiegel. Wenn bei einem vergleichsweise „harmlosen" Hochwasser wie 1995

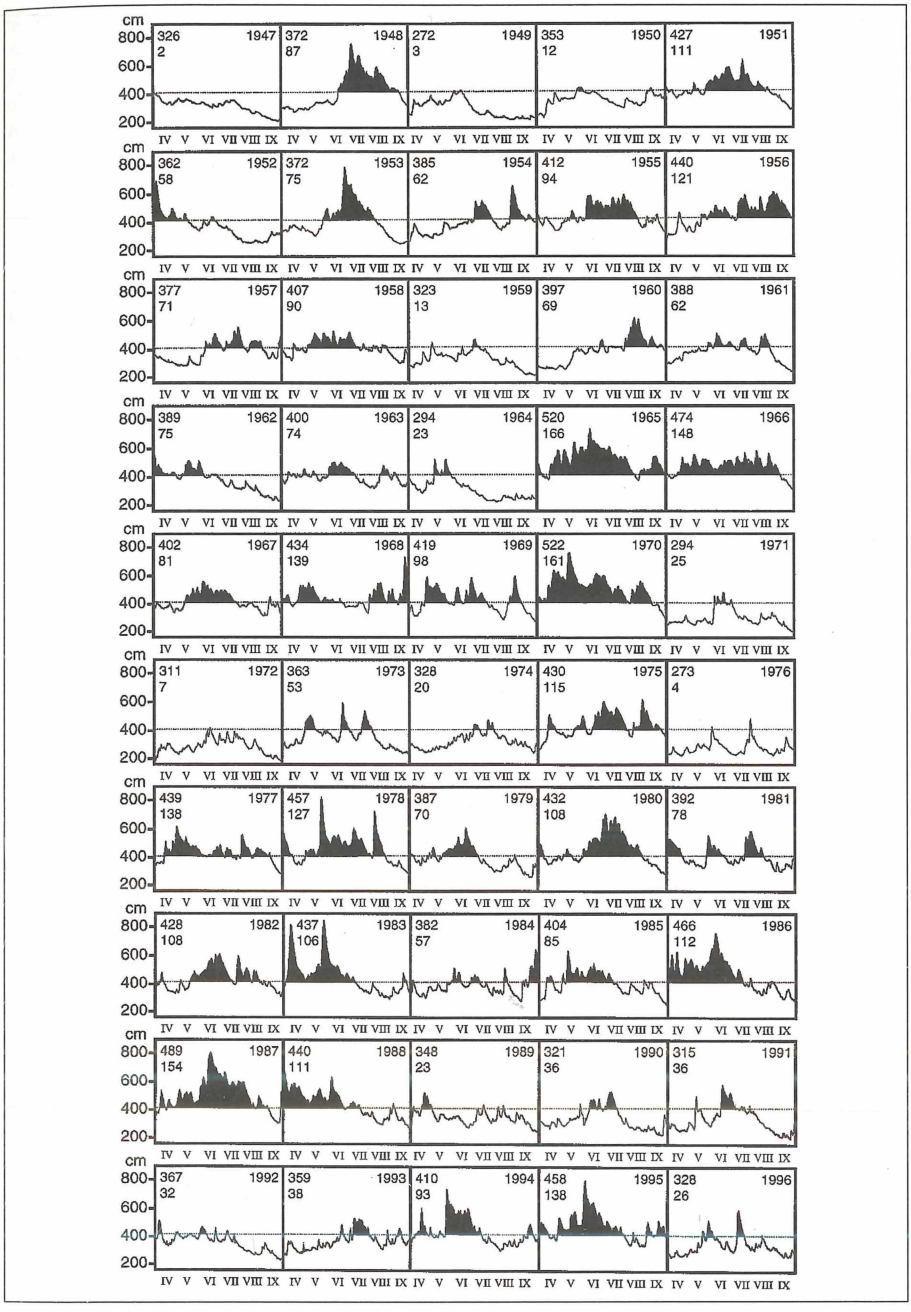

Abb. 7: Wasserstandsganglinien des Pegels Speyer in den Vegetationsperioden von 1947 bis 1996. Der Pegelnullpunkt lag in den Abflußjahren 1947 bis 1954 um 7 cm tiefer als heute. Diese Werte wurden auf den seit 1. November 1955 gültigen Nullpunkt von 88,52 m ü. NN. umgerechnet. Links oben ist der Median vermerkt, die Ziffer darunter gibt die Überschreitungsdauer in Tagen des kritischen Zentralwasserstandes von 410 cm an (s. Abschn. 4.4).

die Schilffront um 2 m zurückgedrängt wird, obwohl sie heute mehrere Dezimeter höher liegt als damals, dann ist ein flächenhaftes Absterben der Schilfbestände im Jahr 1965 mehr als wahrscheinlich. Selbst unter der Annahme, es wären nach dem Hochwasser von 1965 noch genügend überlebende Rhizome vorhanden gewesen, um wieder zusammenhängende Bestände aufzubauen, hätten spätestens die Wasserstandsverhältnisse von 1966 den Zusammenbruch herbeigeführt. Der Rheinpegel pendelte von Ende April bis Ende August um die 500 cm-Marke, eine für die im Vorjahr geschwächten Schilfpflanzen (Reservestoffdefizit) schwer zu überwindende Wasserspiegelhöhe. Erst ab 1967 herrschten Wasserstandsverhältnisse, die es *Carex gracilis* ermöglicht haben dürften, von den ehemals verschilften Flächen teilweise Besitz zu ergreifen, so daß die Ufervegetation sehr wahrscheinlich schon Ende der 1960er Jahre dem heutigen Erscheinungsbild entsprach. Aber auch auf den weniger stark verlandeten Geländestufen, wo die Schlanksegge physiologisch bedingt fehlt, kehrte das Schilf nicht zurück. Vergleicht man das „durchschnittliche" Sommerhochwasser von 1947 bis 1964 mit dem der Jahresreihe 1965 bis 1996 (Abb. 8b) fällt auf, daß vor allem die Zentralwasserstände der Monate April, Mai und Juni stark angestiegen sind. Eine Verschiebung der Hochwasserwelle in Richtung Frühjahr ist deutlich zu erkennen, sehr zum Nachteil des Schilfrohrs, das auf Überflutung in der Aufwuchsphase besonders empfindlich reagiert.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die ehemaligen Schilfstandorte einerseits durch Verlandung „trockener" geworden sind, andererseits jedoch durch Änderung des Wasserregimes „durchschnittlich" länger und höher überflutet werden als früher. Beide Ereignisse sind zwar gegenläufig, heben sich aber nur in begrenztem Umfang auf. So sind die hydrologisch-physiologischen Auswirkungen auf den höheren Geländeniveaus geringer und nehmen zu, je mehr man sich dem offenen Wasser nähert. Das Schilf unterliegt auf den höheren Anlandungen der Konkurrenz von *C. gracilis*, in den tieferen Bereichen

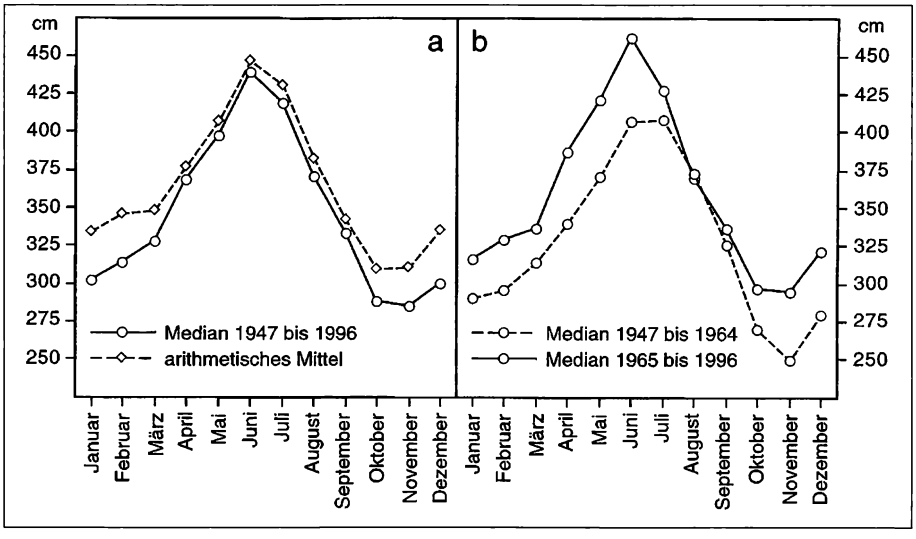

Abb. 8a: Median und arithmetisches Mittel der einzelnen Monate von 1947 bis 1996 errechnet aus den Tageswerten des Speyerer Rheinpegels. Die Berechnung des arithmetischen Mittels ist bei stark asymmetrischen Verteilungen nicht sinnvoll. Ein zutreffenderes Bild gibt in diesem Fall der Median oder Zentralwert.

b: Die Zentralwerte der einzelnen Monate von 1947 bis 1964 liegen mit Ausnahme des Monats August alle signifikant niedriger als in der Jahresreihe 1965 bis 1996 ($p < 0{,}1$ %, U-Test).

vernichten Hochwasser immer wieder Neuansiedlungen wasserärmerer Jahre. Die heutigen größeren Schilfröhrichte sind aus den Überresten der Katastrophe von 1965 hervorgegangen. Auf dieser Geländestufe müssen noch in ausreichender Menge vitale Rhizome vorhanden gewesen sein, weshalb sich das Schilf hier gegen seinen Hauptkonkurrenten *C. gracilis* bis heute behaupten konnte.

5. Diskussion

Eine der gravierendsten landschaftsökologischen Veränderungen, die dem „Berghäuser Altrhein" widerfuhr, ist das Verschwinden der ausgedehnten Schilf- und Teichbinsenröhrichte. Wie groß die Röhrichtverluste insgesamt sind, läßt sich aus heutiger Sicht nicht mehr genau nachvollziehen. An zwei Stellen wurde in die ursprünglich zusammenhängende Schlickbank hineingebaggert. Dabei entstand Mitte der 1950er Jahre der „Schäferweiher", wenig später folgten die Baggerarbeiten am Kanal um „Insel Flotzgrün" (Abb. 1), denen zahlreiche temporäre Kleingewässer, ein weiherartiges Gewässer, Feuchtwiesen, Silberweidengebüsch und umfangreiche Schilfzonen zum Opfer fielen. Die 1963 ausgekieste „Entenlache", ein ca. 3 ha umfassendes flaches Altwasser, war ebenfalls stark verschilft. Bezieht man die Verluste durch Kies- und Sandgewinnung in die Rechnung mit ein, sind im gesamten Überflutungsbereich der Aue seit 1955 mehr als 30 ha Röhricht vernichtet worden. Mit Hilfe von Augenzeugen ließ sich die maximale Ausdehnung des Schilfs in Untersuchungsfläche A Anfang der 1960er Jahre sehr gut rekonstruieren. Sie betrug schätzungsweise 17 ha, wovon heute noch 5–6 ha erhalten sind. Damals brüteten in dem Schilfgebiet regelmäßig z. B. folgende Vogelarten (vgl. GLASS 1985/86 u. 1990): Zwergrohrdommel (*Ixobrychus minutus*), Wasserralle (*Rallus aquaticus*), Teichralle (*Gallinula chloropus*), Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) und Blaukehlchen (*Luscinia svecica*). Ferner nutzten Tausende auf dem Durchzug befindliche Rauchschwalben (*Hirundo rustica*) das Schilf als Schlafplatz (Hennings unveröffentl.). Welche unersetzlich wichtige Rolle Röhrichte als Lebensraum für zahlreiche Tierarten spielen, beschrieb OSTENDORP (1993) in eindrucksvoller Weise.

Der Röhrichtrückgang am „Berghäuser Altrhein" fällt zeitlich zusammen mit den flächenmäßig bedeutendsten Schilfverlusten am Bodensee (OSTENDORP 1990b). Als Ursache hierfür wurde von KLÖTZLI (1973) der Standpunkt vertreten, daß infolge zu hoher Nährstoffkonzentrationen der Sklerenchymanteil im Halm abnimmt, woraus eine Verminderung der Bruchfestigkeit und damit der Belastungsfähigkeit des Schilfs resultiert. Getreibselpakete, bestehend aus Ästen und Algenwatten, aber auch Abfällen aller Art, würden deshalb in Verbindung mit Wind und Wellengang exponierte Röhrichte langsam abscheuern. Eine verstärkte Bildung von „Bruchschilf" und ein Anstieg der Halmdichte haben nach SCHRÖDER (1987) den Wasseraustausch mit dem See eingeschränkt. Aus diesem Grund sei es zu einer starken Anreicherung von abbaubarer organischer Substanz und Nährstoffen (Stickstoff, Phosphor) in den Sedimentoberschichten gekommen. Der damit verbundene Sauerstoffmangel in den sedimentnahen Wasserschichten führe zur Freisetzung toxischer Substanzen (Fe^{2+}, H_2S, NH_3, flüchtige Fettsäuren, aromatische Verbindungen u. a.), die die Pflanzenwurzel schädigen; ein Effekt, den angeschwemmte Fadenalgenwatten verstärken.

OSTENDORP (1990a) fand keine gesicherten Hinweise, die für eine Halmschwächung durch Nährstoffüberschuß sprechen oder einen Zusammenhang zwischen Halmdichte und Nährstoffangebot erkennen lassen. Seine kritische Analyse der „Eutrophierungshypothese" zeigt, daß eine direkte Schädigung durch „Überdüngung" sehr unwahrscheinlich ist, da im Freiland gemessene Konzentrationen weit unterhalb der möglicherweise negativ wirkenden Grenzwerte lagen. Umfangreiche chemische und redoxchemische Untersuchungen am Sedimentkontakt- und Interstitialwasser der Röhrichtbestände am Bodensee-Untersee belegen darüber hinaus, daß aerobe Abbauprozesse überwiegen und es zu keiner bedenklichen Freisetzung reduzierender Verbindungen kam. Unumstritten ist

die mechanische Schädigung des Schilfs durch Algenwattenanschwemmungen als Folge der Seeneutrophierung. Eine mögliche Giftwirkung von Fadenalgenwatten kann ebenfalls nicht ausgeschlossen werden.

Während die Wasserpflanzenverödung am „Berghäuser Altrhein" nachweislich auf die schlechte Rheinwasserqualität zurückzuführen ist, die zwischen 1950 und 1975 drastisch zunahm, scheidet sie als Ursache für den Schilfrückgang mit großer Wahrscheinlichkeit aus. Dasselbe gilt für die Abwassereinleitungen aus Berghausen in den nördlichen Abschnitt des Altrheinbogens bis Ende der 1970er Jahre (vgl. GLASS 1992). *Phragmites australis* und die meisten anderen Sumpfpflanzen verfügen über Anpassungsmechanismen, reduzierende Substanzen unschädlich zu machen, denn subhydrische Böden sind bezeichnenderweise bereits in 0,5 bis 3 cm Tiefe frei von gasförmigem oder gelöstem Sauerstoff und zwar unabhängig davon, ob eine organische Belastung der Sedimente vorliegt oder nicht (OSTENDORP 1990a). Ein weitverzweigtes Interzellularsystem von röhrenförmigen Hohlräumen (Aerenchym), das von den Blättern über die Sproßachse bis in die Wurzeln reicht, versorgt die unterirdischen Organe mit atmosphärischer Luft. Besonders wichtig ist eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Meristemzellen in den Wurzelspitzen zur Aufrechterhaltung der hochenergiebedürftigen Protein- und Nucleinsäuresynthese. Der Sauerstoff deckt aber nicht nur den Atmungsbedarf der Wurzelspitze, sondern tritt hier nach außen in den unmittelbar angrenzenden Mikrobereich der Rhizosphäre. Dort werden durch mikrobielle Oxidation giftige Reduktionsendprodukte in Verbindungen umgewandelt, die der Pflanzenwurzel nicht mehr schaden. Aus diesem Grund wird *Phragmites australis* erfolgreich in der Klärtechnik, z. B. bei der Entwässerung von Faulschlämmen verwendet (LERCH 1991, OSTENDORP 1990a, 1993).

Nach Überprüfung von neun in der Literatur beschriebenen Absterbehypothesen und Analyse der räumlichen und zeitlichen Rückgangsmuster kam OSTENDORP (1990b) zu dem Schluß, daß die Schilfverluste am Bodensee-Untersee auf das Hochwasser und außergewöhnliche meteorologische Bedingungen im Jahr 1965 zurückzuführen sind. Zwei schwere Sturmereignisse, ein Hagelschlag und starke Treibgutführung in Verbindung mit dem fünfthöchsten Juni-Wasserstand am Bodensee seit 1817 haben nachweislich katastrophale Bestandsausfälle verursacht. Hinzu kamen als Folge der fehlenden Schilfbedeckung erhöhte Ufererosion und starke mechanische Belastung der seewärtigen Schilffront.

Die drastischen Schilfverluste nach dem vergleichsweise „harmlosen" Sommerhochwasser 1995 machten deutlich, daß der Zusammenbruch des Schilfröhrichts am „Berghäuser Altrhein" im Jahr 1965 allein durch die damaligen Wasserstandsverhältnisse erklärt werden kann. Nur wenige, schnellwachsende überlange Halme, mit denen das Schilf auf hohe Überflutung reagiert (RODEWALD-RUDESCU 1974: 51), dürften zeitweilig während des dreimonatigen Hochwassers die Wasseroberfläche erreicht haben. Die große Masse der Halme stand bis über die Sproßspitze hinaus unter Wasser, demzufolge konnten widrige Wettereinflüsse keine zusätzlichen Schäden anrichten, sofern welche bestanden. Eine Wellenbelastung mit Treibgutführung wie am Bodensee-Untersee besteht nicht. Die Röhrichte sind von Auenwald umsäumt und liegen weitgehend windgeschützt. Eine relativ starke Durchströmung tritt lediglich in der „Eisbruchlache" bei einem Rheinpegel (Speyer) um 700 cm auf. Der einzige Ort, an dem nennenswerte mechanische Schäden (Abknicken der Halme) durch Strömung und Treibgut an Schilf und Teichbinsen beobachtet wurden. Sieht man von den Kiesbaggerungen ab, fanden außer der zunehmenden Verlandung keine Veränderungen an den Uferbänken statt, die mit dem Schilfrückgang in Zusammenhang stehen könnten.

Nach RODEWALD-RUDESCU (1974: 50) ist *Phragmites australis* bei einer ständigen Wassertiefe von 2–2,5 m eine Wachstumsgrenze gesetzt. Die Reservestoffe des Rhizoms reichen dann nicht mehr aus, um junge Erdsprossen durch diese Wasserschicht zu treiben. Das Rhizom verausgabt sich, da keine Reservestoffrückführung durch die Photosynthese der Halmblätter stattfindet.

Wird jedoch von überlebenden Rhizomen nach dem überflutungsbedingten Absterben der ersten Halme „Sekundärschilf" gebildet, so wie dies in den Jahren 1994 und 1995 geschah, dann scheidet Reservestoffmangel als limitierender Faktor aus. Setzt man eine optimale Reservestoffrückführung im Spätsommer und Herbst des Vorjahres voraus, dürfte unzureichende Sauerstoffversorgung viel häufiger der Grund dafür sein, daß die jungen Sprosse vor Erreichen des Wasserspiegels absterben. Denn bis zum Erscheinen an der Wasseroberfläche übernimmt das Rhizom auch die Sauerstoffversorgung bis die ersten Luftblätter entfaltet werden. Neigen sich die Sauerstoffreserven dem Ende entgegen, gehen höchstwahrscheinlich zuerst die Meristemzellen des Vegetationskegels zugrunde, gefolgt von den Geweben in Halm und Blättern, zuletzt stirbt das besonders widerstandsfähige Rhizom ab. Dies geschieht vermutlich spätestens dann, wenn nicht mehr genügend Sauerstoff über die Wurzelspitzen nach außen in die Rhizosphäre gelangt, um phytotoxische Substanzen im Sediment zu oxidieren. Fällt der Wasserspiegel rechtzeitig bevor der Sauerstoff vollständig aufgezehrt ist, überlebt das Rhizom und bildet neue Halmknospen („Sekundärschilf").

Im Jahr 1995 zog sich nicht nur die Schilffront sowohl land- als auch wasserseitig zurück, sondern es kam gleichzeitig zu flächenhaften Ausfällen mitten im Bestand (s. o.), dem ungeklärten Phänomen der sog. „Lochbildung" (vgl. ELLENBERG 1996). Eventuell sind davon Rhizomkomplexe betroffen, die nicht genügend Sauerstoff gespeichert haben, da die Luftreserven nicht homogen verteilt sind. Im Zentrum des Schilfbestandes wurden die Verluste in den beiden folgenden Vegetationsperioden wieder annähernd ausgeglichen, hier ist *Phragmites australis* eindeutig am konkurrenzkräftigsten. Entstehen solche „Löcher" jedoch direkt an der Schilffront und wird dadurch der Bestand geöffnet, erobert *Carex gracilis* diese Flächen in kürzester Zeit. Das neu gebildete Schilf an Stellen mit lochartigen Bestandsausfällen konnte man noch im Jahr 1997 leicht an seinen kleinwüchsigen, dünnen und lückig stehenden Halmen erkennen. Junge, unter 5 Jahre alte Rhizome, erzeugen nach RODEWALD-RUDESCU (1974: 149) bei gleichen Licht- und Nahrungsbedingungen kürzere und leichtere Halme sowie eine geringere Anzahl pro m^2 als solche Komplexe, die im besten Produktionsalter von 5–10 Jahren sind. Dies trifft auch auf zu alte Rhizome (über 10 Jahre) zu, so daß ein Zusammenhang zwischen dem Alter der Rhizomkomplexe und der speicherbaren Luftmenge bestehen könnte.

Nach dem Zusammenbruch des Schilf- und Teichbinsenröhrichts im Jahr 1965 wurde *Carex gracilis* zur dominierenden Art mit den größten zusammenhängenden Beständen. In manchen Jahren wird sie aber von *Phalaris arundinacea* mehr oder weniger stark zurückgedrängt. Am Beispiel dieser beiden Arten kann besonders eindrucksvoll gezeigt werden, daß die Form der Wasserstandsganglinie in der Vegetationsperiode Rückschlüsse auf die Konkurrenzverhältnisse erlaubt (Abb. 6). Sie gibt als Schlüsselfaktor im Zusammenspiel mit der Beschaffenheit des Substrates den Ausschlag dafür, welche Artengruppierungen zustandekommen und in welche Richtung sich die Konkurrenzverhältnisse verschieben. Auf den Schlickböden rückt *Rorippa amphibia* am weitesten gegen das Wasser vor, es folgt die Gruppierung um *Schoenoplectus lacustris* bestehend aus *Typha latifolia, Butomus umbellatus* und *Oenanthe aquatica*. *Carex vesicaria* und *Polygonum amphibium* schließen an die *Schoenoplectus*-Gruppe an und leiten mit zunehmender Entfernung vom Wasser zum Schlankseggenried oder Rohrglanzgrasröhricht über. Am Ende der Reihenfolge steht die *Salix alba*-Gruppe, der ein Schilfsaum vorgelagert sein kann. Die genannten Artengruppierungen (Abb. 3 u. 4) entsprechen den Höhenstufen der Vegetationszonen (Tab. 2). Für sandig-kiesige Böden gilt dieses Schema allerdings nicht, hier treten die oben erwähnten Arten mit Ausnahme von *Salix alba* meist nur vorübergehend in Erscheinung, weil das grobkörnige Substrat eine geringe Wasserkapazität besitzt und vor allem im Spätsommer, wenn niedrige Pegelstände vorherrschen, sehr schnell austrocknet. *Salix alba* ist offenbar in der Lage, Trockenperioden länger zu ertragen, als seine Hauptkonkurrenten *Phragmites australis, Phalaris arundinacea* und *Carex gracilis*. Sie rückt daher bei fehlender Konkurrenz viel näher an das Wasser heran, bis an die physiologische Belastungsgrenze ihres Jung-

wuchses, die nahezu identisch ist mit derjenigen von *C. gracilis* (Abb. 5). Die erfolgreiche Besiedlung neuer Standorte durch Salix alba setzt einerseits die Abwesenheit von Konkurrenten voraus, andererseits darf mehrere Jahre hintereinander kein ausgeprägtes Sommerhochwasser auftreten. Die meist schon im Juni reifenden Samen verlieren ihre Keimfähigkeit innerhalb weniger Tage, sie überstehen weder einen langen Wassertransport noch längeres Liegenbleiben und keimen am besten auf gerade wasserfrei gewordenen Schlick- und Sandbänken (ELLENBERG 1996). Neuansiedlungen von Silber- und Purpurweiden wurden zwischen 1989 und 1993 auf der Sandbank am „Schäferweiher" und am sandig-kiesigen Ufer von „Insel Horn" beobachtet. Die mehrjährigen Bäumchen überstanden das Sommerhochwasser von 1994 und 1995 ohne nennenswerte Ausfälle, mittlerweile ist von einer beständigen Ansiedlung auszugehen. Die jungen Weiden sind inzwischen soweit herangewachsen, daß auch mechanische Beanspruchung durch Eisgang im Winter keine Gefahr mehr darstellt.

Hauptbestandteil der Vegetation auf der Sandbank am „Schäferweiher" ist neben den Weiden die Artenverbindung um *Plantago major intermedia* (Abb. 3 u. 4). Die Pioniergesellschaft wird durch Überflutung oder Trockenheit regelmäßig ausgelöscht, kann sich aber auf dem vom Wasser freigegebenen bzw. nach Austrocknung wieder durchfeuchteten Sandboden rasch von neuem einstellen. Die Keimlinge dieser Gruppierung sind, wie diejenigen von *Salix alba* und *S. purpurea*, auf konkurrenzfreie, offene Rohböden angewiesen. Eine weitere Artenkombination, die vom Zurücktreten von *Carex gracilis* und *Phalaris arundinacea* auf sandig-kiesigen Standorten profitiert, ist die *Poa trivialis*-Gruppe (Abb. 4). Sie entfaltet sich zwischen und unter den Silberweiden, die auf dem etwas höher liegenden Teilstück der Sandbank stehen. *Poa trivialis* und *Ranunculus repens* erreichen mit ihren schnell wachsenden Kriechsprossen hohe Deckungswerte, die anderen Vertreter dieser Gruppe sind meist in sehr geringer Individuenzahl vorhanden. Es sei noch angemerkt, daß die *Carex elata*-Gruppe (Abb. 3) ausschließlich in der „Eisbruchlache" gefunden wurde. Die Steifsegge ist dort relativ häufig und bevorzugt Geländestufen über der Schlankseggenzone.

Die Empfindlichkeit aller Helophyten gegenüber Frühjahrsüberschwemmungen resultiert aus ihrer Kleinwüchsigkeit in Verbindung mit einem vielfach erhöhten Sauerstoffbedarf am Anfang der Wachstumsphase. Sie geraten häufiger langfristig unter Wasser, weshalb die Gefahr, durch Sauerstoffmangel geschädigt zu werden oder abzusterben, besonders groß ist. Die Verlagerung und Ausdehnung der Hochwasserwelle in das beginnende Frühjahr hinein, bei gleichzeitigem Anstieg der Scheitelhöhe (Abb. 8b), bewirkte den wasserseitigen Rückzug der Pflanzendecke nach 1964 (Abb. 5, vertikale Verteilung).

Vorbote der jüngsten Änderung des Rheinwasserregimes war das außergewöhnliche Sommerhochwasser von 1965. Sie ist die Folge einer scheinbar endlosen Kette flußbaulicher Eingriffe, die zurückreicht bis zum Beginn des vorigen Jahrhunderts. Das Hauptanliegen der Tullaschen Rheinbegradigung (Korrektion) von 1817 bis 1876 bestand darin, die Hochwassergefahr zu vermindern, Land zu gewinnen und die flußbegleitenden Grenzen festzulegen. Der Ausbau zu einer Schiffahrtsstraße, auch als Rheinregulierung bezeichnet, wurde 1907 unter der Leitung von Max Honsell begonnen und 1936 vorläufig beendet. Es folgte eine Nachregulierung in der Zeit von 1967 bis 1976. Begradigung und Einengung des Stroms erhöhten dessen Fließgeschwindigkeit, die wiederum dazu führte, daß sich die Flußsohle immer mehr eintiefte. Diese Eintiefung war prinzipiell erwünscht, um den Grundwasserspiegel in der Flußterrasse abzusenken, geriet aber zwischen Basel und Breisach mit stellenweise bis zu 7 m (bei Rheinweiler im Zeitraum von 1860 bis 1960) außer Kontrolle (GALLUSSER & SCHENKER 1992). Wenige Kilometer vom Untersuchungsgebiet entfernt bei Philippsburg betrug die Senkung 126 cm von 1817 bis 1861, danach bis Ende 1884 setzte durch die von der oberen Rheinstrecke her kommenden Geschiebemengen eine Anhebung um 45 cm ein (MUSALL 1969). Am Anfang des Verlandungsprozesses einer abgeschnittenen Stromschlinge ist die Fließgeschwindigkeit noch so hoch, daß sandiges Material bewegt und abgesetzt werden kann. Mit abnehmender Durchströmung –

weil der Eingang des Altwassers rasch versandet – wird das mitgeführte Sediment immer feiner und am Ende bilden sich Ablagerungen aus Rheinschlick. Diese Schlickdecken sind im Untersuchungsgebiet an manchen Stellen weit über 2 m mächtig und wachsen mit jedem Hochwasser um einige Millimeter bis Zentimeter an. Mit welcher Geschwindigkeit der „Berghäuser Altrhein" verlandete, ist anhand einer Karte aus dem Jahr 1855 abzulesen. Bereits 12 Jahre nach dem Durchstich bei Rheinhausen waren annähernd zwei Drittel des Altrheinbogens bis auf einen schmalen Wasserlauf ausgetrocknet und etwa die Hälfte der Fläche des ehemaligen Strombettes bewaldet. Vermutlich wurden zunächst Weidensteckhölzer eingebracht, um einerseits die Verlandung zu beschleunigen und andererseits den hohen Bedarf an Faschinenholz für die Uferbefestigungen zu decken. Die stark verengte Einmündung läßt schon zu diesem Zeitpunkt auf eine sehr schwache Durchströmung schließen, die möglicherweise mit den heutigen Verhältnissen vergleichbar ist. Neben einer üppigen Wasservegetation dürften bereits ausgedehnte Schilf- und Teichbinsenröhrichte vorhanden gewesen sein.

Eine weitgehende Sicherung gegen die Hochwasserbedrohung, das Hauptziel der Tullaschen Rheinkorrektion, wurde mit der Tieferlegung des Strombettes erreicht. Zwar stiegen die Hochwasser fast immer noch bis zur alten Höhe an, aber ihre Auswirkungen waren durch die Geradelegung und Einschließung des Stromes in ein festes, unverlegbares Bett bedeutend gemildert worden (MUSALL 1969). Erst mit dem modernen Ausbau nach dem 2. Weltkrieg kehrte die Hochwassergefahr durch die Errichtung der Staustufenkraftwerke zwischen Fessenheim (nördl. Basel) und Iffezheim (südl. Karlsruhe) zurück und bedroht heute verstärkt Orte am nördlichen Oberrhein. Im Zeitraum von 1955 bis 1977 gingen 130 km^2 naturnahe Überflutungsfläche verloren (60% der vormals vorhandenen Aue), weil besonders nördlich von Straßburg die Dämme bis unmittelbar an das Rheinufer herangeführt wurden. Die Wassermassen können sich nun nicht mehr wie früher im breiten Auengürtel verteilen und die Hochwasserspitze abrunden. Abflußmenge, Fließgeschwindigkeit und Scheitelhöhe der Hochwässer stiegen bedrohlich an (DISTER 1983). Die jetzt schneller abfließende Hochwasserwelle des Rheins kann bei entsprechenden Niederschlagsereignissen mit derjenigen des Neckars zusammentreffen. Um die Hochwassergefahr zu vermindern, wurden von der 1968 gegründeten „Hochwasserstudienkomission" verschiedene wasserbautechnische Maßnahmen vorgeschlagen. Dazu gehört u. a. die aus landschaftsökologischer Sicht äußerst bedenkliche Errichtung von Hochwasserrückhaltebecken, auch Retentionsräume oder Polder genannt. Ein solcher Polder entsteht zur Zeit auf „Insel Flotzgrün". Mit dem Bau der Staustufen blieb das Geschiebe aus und das Problem der Sohlenerosion wurde talwärts verlagert. Seit 1978 werden deshalb dem Rhein bei Iffezheim jährlich 170 000 m^3 künstliches Geschiebe zugeführt. Dennoch sind am nördlichen Oberrhein Erosionsraten von 0,5–1 cm pro Jahr zu verzeichnen (GALLUSSER & SCHENKER 1992).

Trotz der gesetzlich vorgeschriebenen Berücksichtigung ökologischer Belange haben anhaltende nutzungsorientierte Eingriffe die „Berghäuser Rheinaue" in einen überwiegend naturfernen Zustand versetzt. Das kostbare Landschaftsmosaik aus wasserpflanzenreichen Altwässern, Schilfzonen, Großseggenriedern, Silberweidenwäldern und Feuchtwiesen wurde durch Naßbaggerungen zur Kies- und Sandgewinnung weitgehend zerstört. Heute sind nur noch karge Reste dieser früher landschaftsprägenden Strukturen vorhanden. Die Kiesbaggerei befindet sich gegenwärtig in der letzten Abbauphase. Wenn sie beendet sein wird, werden von den ca. 480 ha der Überflutungsaue etwa 125 ha auf Baggerseen entfallen. Das bedeutet eine strukturelle, funktionelle, organismische und landschaftliche Vereinheitlichung auf rund 25% der Überschwemmungsfläche. Angesichts heftiger Proteste der Bevölkerung wurde auf die Auskiesung von weiteren 5 ha Schlickfläche verzichtet.

Spürbar verbessert hat sich die Rheinwasserqualität. Seit Anfang der 1990er Jahre werden im seenartigen Abschnitt des Altrheins wieder Wasserpflanzen (z. B. *Nymphoides peltata* und *Najas marina*) beobachtet. Die amerikanischen Streitkräfte haben den „Berghäu-

ser Altrhein" als Übungsgelände aufgegeben und der Weg auf „Insel Horn" wurde für Kraftfahrzeuge gesperrt. Ein schwerer Rückschlag für den Naturschutz bedeutet die Errichtung des „Polder Flotzgrün", dem z. B. das Naturdenkmal „Elslache" geopfert wird. Die Pflanzengemeinschaft der seltenen, wechselfeuchten Pfeifengras-Streuwiese ist auf Überflutung nicht mehr eingestellt.

Auch der hohe Anteil von Pappelkulturen in Weichholz- und Hartholzaue betont die Vereinfachung und Verarmung der Lebensräume. Der vor den Deichen liegende Auenwald nimmt eine Fläche von rund 270 ha ein. Davon werden ca. 180 ha für den Anbau schnellwüchsiger Schwarzpappelhybriden (*Populus x canadensis*) genutzt, das sind zwei Drittel der gesamten Waldfläche. Hinzu kommen eine unausgewogene Altersstruktur (zuwenig alte Bäume) sowie Holzeinschlag ohne Rücksicht auf Brut- und Setzzeiten. Schwer abzuschätzen, aber weitaus größer als Kiesausbeute und forstwirtschaftliche Nutzung zusammengenommen, sind die natur- und landschaftszerstörerischen Auswirkungen der modernen Landwirtschaft. Die vielfältigen Belastungen durch intensiven Freizeitbetrieb, wie Bootsfahrten und Angelsport, leisten einen weiteren nicht zu unterschätzenden Beitrag zur Entwertung der Rheinaue.

Die lokalen Ursachen der ökologischen und genetischen Verarmung für den Bereich der „Berghäuser Rheinaue" werden bei SCHMIDT (1990) und GLASS (1985/86, 1990, 1992) ausführlich behandelt. Seit langem sind von seiten des privaten und amtlichen Naturschutzes Konzepte zur Renaturierung des Gebietes erarbeitet und liegen den zuständigen Behörden vor. Dringend notwendige, dem Ernst der Lage Rechnung tragende Gegenmaßnahmen werden nicht oder sehr schleppend umgesetzt. Das Ziel, die Vielfalt, Eigenheit und Schönheit von Natur und Landschaft nachhaltig zu sichern, wurde weit verfehlt. Natur- und Landschaftschutz der letzten Jahrzehnte haben versagt.

6. Zusammenfassung

Das Bild des Uferbewuches am „Berghäuser Altrhein" wird bestimmt von sieben Arten, die umfangreiche, geschlossene Bestände aufbauen. Es sind dies: Silberweide (*Salix alba*), Schilf (*Phragmites australis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schlanksegge (*Carex gracilis*), Blasensegge (*Carex vesicaria*), Teichbinse (*Schoenoplectus lacustris*) und Wassersumpfkresse (*Rorippa amphibia*). Typisch für die Verlandungszone von Gewässern mit starken Wasserstandsschwankungen ist die hohe Dynamik der Vegetation. Die Breite der Verlandungszone insgesamt, ebenso wie die der einzelnen Vegetationsstufen, ist sehr variabel. In Jahren mit niedrigen Pegelständen erfolgt ein Vordringen der Pflanzendecke zur offenen Wasserfläche hin, bei hohen Wasserständen zieht sie sich zurück. Die Bestandsgrenzen verlagern sich mehr oder weniger von Jahr zu Jahr, aber auch kurzfristig innerhalb einer einzigen Vegetationsperiode.

Am „Berghäuser Altrhein" ist die Wasserführung des Rheins der beherrschende ökologische Faktor, weshalb zunächst das Abflußgeschehen genauer untersucht werden mußte, um das beobachtete Artenverbreitungsmuster zu verstehen. Zu diesem Zweck standen die Rheinpegelstände Speyer vom 01.11.1946 bis 31.12.1996 zur Verfügung. Neben der Anfertigung von Wasserstandsganglinien und -dauerlinien wurden für jedes Jahr die wichtigsten deskriptiven statistischen Kennwerte ermittelt. Bisher wurde übersehen, daß die Rheinpegelstände keiner Normalverteilung folgen, sondern eingipfelig linksteil verteilt sind. Bei stark asymmetrischen Verteilungen ist die Berechnung des arithmetischen Mittels (Mittelwasserstand) nicht sinnvoll. Ein zutreffenderes Bild vermittelt in diesem Fall der Median oder Zentralwert (Zentralwasserstand).

Der unregelmäßige, rein zufällige Rhythmus im Heben und Senken des Wasserspiegels sowie die Beschaffenheit des Substrates am Standort nehmen während der Wachstumsphase vor allen weiteren Faktoren entscheidenden Einfluß auf die Zusammensetzung und Verteilung der Pflanzengesellschaften. Auf den Schlickböden rückt *Rorippa amphibia* am weitesten gegen das Wasser vor, gefolgt von der Artengruppierung bestehend aus: *Schoe-*

noplectus lacustris, Typha latifolia, Butomus umbellatus und *Oenanthe aquatica. Carex vesicaria* und *Polygonum amphibium* schließen an die *Schoenoplectus*-Gruppe an und leiten mit zunehmender Entfernung vom Wasser zum Schlankseggenried oder Rohrglanzgrasröhricht über. Am Ende der Reihenfolge steht die *Salix alba*-Gruppe, der ein Schilfsaum vorgelagert sein kann. Die genannten Artenkombinationen entsprechen den Höhenstufen der Vegetationsabfolge. Der Höhenunterschied zwischen dem tiefsten Meßpunkt in der Teichbinsenzone und dem höchsten in der Silberweidenzone beträgt lediglich 74 cm. Deshalb können nur an sehr flach abfallenden Ufern großflächige, deutlich abgestufte Verlandungsgesellschaften entstehen. Für sandig-kiesige Böden gilt das beschriebene Schema allerdings nicht, hier treten die oben erwähnten Arten mit Ausnahme von *Salix alba* selten längerfristig auf, weil das grobkörnige Substrat eine geringe Wasserkapazität besitzt und vor allem im Spätsommer, wenn niedrige Pegelstände vorherrschen, sehr schnell austrocknet. *Salix alba* kann Trockenperioden länger ertragen als seine Hauptkonkurrenten *Phragmites australis, Phalaris arundinacea* und *Carex gracilis*. Sie rückt daher bei fehlender Konkurrenz viel näher an das Wasser heran. Die Überflutungstoleranz des Baumjungwuchses von *Salix alba* stimmt annähernd mit derjenigen von *Carex gracilis* überein.

Teichbinsen- und Schilfröhrichte nahmen am „Berghäuser Altrhein" in zurückliegender Zeit eine viel größere Fläche ein. Schilfbestände befanden sich bis Mitte der 1960er Jahre auf Geländestufen, die heute hauptsächlich von *Rorippa amphibia* und *Carex gracilis* besiedelt werden. Die Umwandlung der Schilfgebiete vollzog sich nicht allmählich über einen längeren Zeitraum, sondern nach übereinstimmender Auskunft unabhängiger Beobachter im Verlauf der zweiten Hälfte der 1960er Jahre. Mit Hilfe von Augenzeugen ließ sich die maximale Ausdehnung des Schilfs Anfang der 1960er Jahre auf einer Teilfläche ziemlich genau rekonstruieren. Sie betrug schätzungsweise 17 ha, wovon heute noch 5–6 ha erhalten sind. Vieles deutet darauf hin, daß das Sommerhochwasser 1965 den Zusammenbruch der Schilfbestände am „Berghäuser Altrhein" ausgelöst hat. Der Röhrichtrückgang im Untersuchungsgebiet fällt zeitlich zusammen mit den flächenmäßig bedeutendsten Schilfverlusten am Bodensee. Nach Überprüfung von neun in der Literatur beschriebenen Absterbehypothesen und Analyse der räumlichen und zeitlichen Rückgangsmuster kam OSTENDORP (1990b) zu dem Schluß, daß die Schilfverluste am Bodensee-Untersee auf das Hochwasser und außergewöhnliche meteorologische Bedingungen im Jahr 1965 zurückzuführen sind. Zwei schwere Sturmereignisse, ein Hagelschlag und starke Treibgutführung in Verbindung mit dem fünfthöchsten Juni-Wasserstand am Bodensee seit 1817 haben nachweislich katastrophale Bestandsausfälle verursacht. Die gravierenden Schilfverluste am „Berghäuser Altrhein" nach dem vergleichsweise „harmlosen" Sommerhochwasser 1995 legen die Schlußfolgerung nahe, daß der Bestandseinbruch 1965 im Untersuchungsgebiet allein durch die extremen Wasserstände verursacht wurde. Nur wenige, schnellwachsende überlange Halme, mit denen das Schilf auf hohe Überflutung reagiert, dürften zeitweilig während des dreimonatigen Hochwassers die Wasseroberfläche erreicht haben. Die große Masse der Halme stand bis über die Sproßspitze hinaus unter Wasser. Demnach konnten widrige Wettereinflüsse keine zusätzlichen Schäden anrichten. In den folgenden Jahren eroberte *Carex gracilis* die höher liegenden ehemals verschilften Flächen. Aber auch auf den weniger stark verlandeten Geländestufen, wo die Schlanksegge physiologisch bedingt fehlt, kehrte das Schilfröhricht nicht zurück.

Vergleicht man das „durchschnittliche" Sommerhochwasser von 1947 bis 1964 mit dem der Jahresreihe 1965 bis 1996 fällt auf, daß vor allem die Zentralwasserstände der Monate April, Mai und Juni stark angestiegen sind. Eine Verschiebung der Hochwasserwelle in Richtung Frühjahr ist deutlich zu erkennen, sehr zum Nachteil des Schilfrohrs, das auf Überflutung in der Aufwuchsphase besonders empfindlich reagiert. Das Schilf unterliegt auf den höheren Anlandungen der Konkurrenz von *Carex gracilis*, in den tieferen Bereichen vernichten Hochwasser immer wieder Neuansiedlungen wasserärmerer Jahre.

7. Literaturverzeichnis

BOEGNER, G. (1985): Der alte Rhein. – 108 S., Speyer.

DEICHSEL, G. & TRAMPISCH, H. J. (1985): Clusteranalyse und Diskriminanzanalyse. – 135 S., Stuttgart.

DIERSSEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie. – 241 S., Darmstadt.

DISTER, E. (1983): Anthropogene Wasserstandsänderungen in Flußauen und ihre ökologischen Folgen. – Verh. Ges. f. Ökol. (Festschrift ELLENBERG), **11:** 89–100, Göttingen.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 5. Aufl., 1096 S., Stuttgart.

GALLUSER, W. A. & SCHENKER, A. (Hrsg.) (1992): Die Auen am Oberrhein. – 192 S., Basel.

GLASS, B. (1985/86): Die Entwicklung der Vogelbestände des Landschafts- und Naturschutzgebietes „Berghäuser Rheinaue" bei Speyer in den Jahren zwischen 1957 und 1983. – Mitt. POLLICHIA, **73:** 265–288, Bad Dürkheim.

– (1990): Korrekturen und Nachträge zu: „Die Entwicklung der Vogelbestände des Landschafts- und Naturschutzgebietes „Berghäuser Rheinaue" bei Speyer in den Jahren zwischen 1957 und 1983". – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, **5** (4): 785–802, Landau.

– (1992): Veränderungen der Wasservegetation (Lemnetea und Potamogetonetea) im Bereich des „Berghäuser Altrheins" bei Speyer in den Jahren zwischen 1957 und 1989. – Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, **6** (4): 981–1033, Landau.

JANETSCHEK, H. (Hrsg.) (1982): Ökologische Feldmethoden. – 175 S., Stuttgart.

JUNGBLUTH, J. H., NIEHUIS, M. & SIMON, L. (1987): Die Naturschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. - Mainzer naturwiss. Arch., Beih. **8,** 323 S., Mainz.

KLÖTZLI, F. (1973): Über Belastbarkeit und Produktion in Schilfröhrichten. – Verh. Ges. f. Ökol., Saarbrücken: 237–247, Göttingen.

KREEB, K.-H. (1983): Vegetationskunde. – 331 S., Stuttgart.

LERCH, G. (1991): Pflanzenökologie. – 535 S., Berlin.

MUSALL, H. (1969): Die Entwicklung der Kulturlandschaft der Rheinniederung zwischen Karlsruhe und Speyer vom Ende des 16. bis zum Ende des 19. Jahrhunderts. – Heidelberger geograph. Arb., **22**: 1–279, Heidelberg.

OSTENDORP, W. (1987): Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. – Natur und Landschaft, **62** (3): 99–102, Köln.

– (1990a): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld? – Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, **71**: 121–140, Berlin.

– (1990b): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – Carolinea, **48**: 85–102, Karlsruhe.

– (1993): Schilf als Lebensraum. – Beih. Veröff. f. Naturschutz und Landschaftspflege in Baden Württemberg, **68**: 173–280, Karlsruhe.

RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* TRINIUS. – Die Binnengewässer, **27**: 1–320, Stuttgart.

SACHS, L. (1984): Angewandte Statistik. – 6. Aufl., 552 S., Berlin – Heidelberg – New York – Tokyo.

SCHMIDT, H. L. & HENNINGS, H. (1972): Zur Situation und Gestaltung des Naturschutzgebietes Flotzgrün. – Pfälzer Heimat, **3** (4): 138–141, Speyer.

SCHMIDT, H. L. (1990): Die Insel Flotzgrün. Beitrag zur Naturgeschichte einer Auenlandschaft. – Natur und Umwelt um Speyer: 107–131, Speyer.

SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl., **76**: 53–99, Stuttgart.

STAUDINGER, G. (1990): Vogelwelt in Speyer gestern und heute. – Natur und Umwelt um Speyer: 95–103, Speyer.

ZÖFEL, P. (1985): Statistik in der Praxis. – 427 S., Stuttgart.

(bei der Schriftleitung eingegangen am 20. 01. 1998)

Anschrift des Autors:
Bernhard Glaß, Virchowweg 6, D-67346 Speyer

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der POLLICHIA

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: 85

Autor(en)/Author(s): Glass Bernahrd

Artikel/Article: Die Pflanzengesellschaften der Verlandungszone am „Berghäuser Altrhein" bei Speyer 35-61