

Veränderungen der Wasservegetation (Lemnetea und Potamogetonetea) im Bereich des »Berghäuser Altrheins« bei Speyer in den Jahren zwischen 1957 und 1989

von **Bernhard Glaß**

Kurzfassung

Am Beispiel der Lemnetea- und Potamogetonetea-Gesellschaften wird das rasante Tempo der Entwertung von Natur und Landschaft eines seit ca. 20 Jahren unter Naturschutz bzw. Landschaftsschutz stehenden Rheinauengebietes beschrieben. Schlechte Rheinwasserqualität sowie umfangreiche Naßbaggerungen zur Kies- und Sandgewinnung haben im Überflutungsbereich der Aue eine Makrophytenverödung exzessiven Ausmaßes verursacht. Vorschläge zur Sanierung und Pflege der »Berghäuser Rheinaue« sind daher wesentliche Bestandteile der vorliegenden Arbeit.

Die Wasserpflanzengemeinschaften der untersuchten Rheinaue wurden einerseits nach der pflanzensoziologischen Systematik von OBERDORFER (1977) charakterisiert, andererseits nach einem vom Autor entwickelten »Modell« auf der Grundlage von Clusteranalysen und dem Vierfelder-Chiquadrat-Test. Hierzu wurde Aufnahmematerial von PHILIPPI ausgewertet, der die Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften zwischen Mannheim und Straßburg in den 1960er Jahren untersucht hat.

Abstract

Changes in the water flora (Lemnetea and Potamogetonetea) in the »Berghäuser Altrhein« area near Speyer between 1957 and 1989

The rapid pace with which nature has deteriorated in nature and landscape reserves in the Rhine River floodplains is exemplified by the Lemnetea and Potamogetonetea communities. Poor water quality of the Rhine river as well as extensive (wet excavation) of gravel and sand have caused excessive devastation in the macrophytes in the inundation areas of these floodplains. Proposals for the renovation and maintenance of the »Berghäuser Rheinaue« are thus an important part of the present study.

The aquatic plant communities of the examined Rhine floodplains are characterised on the one hand by OBERDORFER's systematics, and on the other hand by a model developed by the author based on Cluster analysis and Chi-square test (2 x 2 table). For this purpose, plant sociological records from PHILIPPI, who studied the Lemnanea and Potamogetonetea communities between Mannheim and Straßburg in the 1960's, were evaluated.

Inhalt

1.	Einleitung	982
2.	Methoden	983
2.1	Pflanzensoziologische Methoden	983
2.2	Wasseranalytische Methoden	984
2.3	Statistische Methoden	985
3.	Gebietsbeschreibung	986
3.1	Topographie und Schutzmaßnahmen	986
3.2	Klimatische Verhältnisse	986
3.3	Hydrologie	988
4.	Ergebnisse und Auswertung der hydrologisch-hydrochemischen Untersuchungen	990
4.1	Wasserstandsschwankungen	990
4.2	Hydrophysikalisch-chemische und chemisch-biochemische Daten	991
5.	Ergebnisse und Auswertung der hydrobotanisch-pflanzensoziologischen Untersuchungen	995
5.1	Fundortbeobachtungen	996
5.2	Pflanzensoziologische Aufnahmen und Charakterisierung	1002
6.	Diskussion	1019
7.	Zusammenfassung	1030
	Literatur	1031

1. Einleitung

Die »Berghäuser Rheinaue« wurde durch vielfältige Formen menschlicher Nutzung im Laufe der letzten drei Jahrzehnte sehr zu ihrem Nachteil verändert. Das heutige Ausmaß der Schädigung von Flora und Fauna gibt Anlaß zu ernsthafter Besorgnis (vgl. SCHMIDT & HENNINGS 1972, GLASS 1985/86, 1990, SCHMIDT 1990, STAUDINGER 1990). Unveröffentlichte Beobachtungsnotizen sowie persönliche Mitteilungen des ehemaligen Naturschutzbeauftragten der Stadt Speyer, Hans HENNINGS, und einige

Vegetationsaufnahmen von PHILIPPI (1969) ermöglichen einen Vergleich der gegenwärtigen Wasserpflanzenbesiedlung mit früheren Verhältnissen. So kann neben der Kartierung und pflanzensoziologischen Charakterisierung heute noch vorhandener Bestände auch der Schädigungsumfang eingeschätzt werden. Darüber hinaus wird unter Einbeziehung der hydrologisch-hydrochemischen Verhältnisse versucht, die Gefährdungsursachen anschaulich zu verdeutlichen und aus den gewonnenen Ergebnissen Vorschläge zur Sanierung und Pflege der »Berghäuser Rheinaue« abzuleiten.

Wasserpflanzen besiedeln einen zur Zeit hochgradig gefährdeten Lebensraum und bedürfen dringend des wirksamen Schutzes. Das Verschwinden ganzer Wasserpflanzengemeinschaften führt zwangsläufig zur Verarmung der von diesem Vegetationstyp abhängigen Tiergemeinschaften.

2. Methoden

2.1 Pflanzensoziologische Methoden

Die Charakterisierung der untersuchten Wasserpflanzengemeinschaften richtet sich nach der von OBERDORFER (1977) für Süddeutschland erarbeiteten pflanzensoziologischen Systematik, die auf dem von BRAUN-BLANQUET (1964) begründeten streng hierarchischen Gliederungsprinzip basiert. Aus einer Reihe von Gründen ergaben sich bei den Kartierungsarbeiten Schwierigkeiten, die eine lückenlose Erfassung aller Arten bzw. Gesellschaften erschwerten oder unmöglich machten. Die enge Verzahnung verschiedener Gesellschaften bereitete nicht selten Probleme bei der Suche nach Aufnahmeflächen, in denen die systematischen Grundeinheiten mehr oder weniger deutlich voneinander abgrenzbar waren. Es wurden daher nur Assoziationen bzw. Gesellschaften aufgenommen und kartiert, wenn der Kern des jeweiligen Typus wenigstens annäherungsweise erfaßt werden konnte. Heterogenität der Bestände und Kleinheit der Standorte machten es oftmals unumgänglich, relativ kleine Aufnahmeflächen auszuwählen (vgl. PASSARGE 1982). Auf den Einsatz eines Bootes mußte verzichtet werden, da gerade die botanisch interessantesten Gewässer entweder in Naturschutzgebieten oder auf Privatgelände liegen. An den zahlreichen weiherartigen Kleingewässern genügte in der Regel das Begehen und Absuchen der Randbereiche, um alle für die pflanzensoziologische Typisierung und Einordnung notwendigen Arten in den Aufnahmen zu berücksichtigen. Einige Weiher und Teiche konnten während Niedrigwasserperioden vollständig oder teilweise durchwatet werden. Zur Erfassung der Hydrophyten in größerer Wassertiefe und an Steilufern wurde eine Harke mit drei Meter Stiellänge durch das ufernahe Wasser gezogen. Die geschilderten Umstände zeigen deutlich, daß die Fundortkarten (Abb. 2 bis 4) keinesfalls als lückenlose Dokumentation des Vorkommens und der Verbreitung sämtlicher Lemneta- und Potamogetoneta-Arten des untersuchten Arealis anzusehen sind.

In den Tabellen, die pflanzensoziologische Aufnahmen enthalten, wird die geschätzte sog. Artmächtigkeit oder Menge (Deckung oder Individuenzahl) in einer siebenteiligen Skala angegeben:

- r: 1 Individuum in der Aufnahme­fläche
- +: 2-5 Individuen in der Aufnahme­fläche, Deck. < 5 %
- 1: 6-50 Individuen in der Aufnahme­fläche, Deck. < 5 %
- 2: Individuenzahl beliebig, Deck. 5- 25 % oder > 50 Ind. u. Deck. < 5 %
- 3: Individuenzahl beliebig, Deck. 25- 50 %
- 4: Individuenzahl beliebig, Deck. 50- 75 %
- 5: Individuenzahl beliebig, Deck. 75-100 %

2.2 Wasseranalytische Methoden

a) Probenentnahme: Als Entscheidungskriterien für die Auswahl der Probenentnahme-Stellen dienten Lichtverhältnisse, Bodenbeschaffenheit, Wasserpflanzenbesiedlung und die Zugänglichkeit zum Gewässer bei Hoch- und Niedrigwasser.

b) Wassertemperatur: Ermittelt mit einem Quecksilberthermometer der Firma Brand (Katalog-Nr. 8040), Meßbereich 1-100 °C, Skalenteil 1,0.

c) pH-Wert: Potentiometrische Bestimmung mit pH-Meßgerät TP 100 der Firma Meditron, Brühl. Die Messungen fanden im Labor bei Zimmertemperatur statt.

d) Sauerstoffgehalt: Zur Anwendung kam einerseits das titrimetrische Verfahren nach WINKLER & OHLE (SCHWOERBEL 1986), andererseits die elektrometrische Bestimmung mit dem nach der WINKLER-Methode geeichten Sauerstoffmeßgerät OX 605 der Firma Chemtronic Waltemode KG, Monheim.

e) Sauerstoffsättigung: Die Sauerstoffgehalte in mg/l wurden mit der Tabelle für Sättigungskonzentrationen von TRUESDALE et al. aus SCHWOERBEL (1986) in % Sättigung umgerechnet.

f) Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen: Eine Wasserprobe wird in zwei »Sauerstoff-Fläschchen« abgefüllt und der Inhalt einer der beiden Flaschen sofort nach WINKLER & OHLE fixiert. Die zuvor verschlossene und verdunkelte zweite Flasche bleibt bei einer Temperatur von 20 °C für die Zeit von 5 Tagen zunächst unbehandelt. Die Differenz der Sauerstoffgehalte ergibt den Biochemischen Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (SCHWOERBEL 1986). Sauerstoffarme Wasserproben wurden mittels einer Belüftungspumpe über eine Fritte mit Luftsauerstoff angereichert.

g) Kohlendioxidgehalt: Titrimetrische Feldmethode unter Verwendung von 0,05 M NaOH-Lösung und ethanolischer Phenophtalein-Lösung (SCHWOERBEL 1986).

h) Säurebindungsvermögen (SBV): Bestimmung durch Titrieren mit 0,1 M Salzsäurelösung gegen ethanolischen Bromcresolgrün-Methylrot-Mischindikator (SCHWOERBEL 1986).

i) Karbonathärte: Verbrauch 0,1 M HCl-Lösung pro 100 ml Probenwasser multipliziert mit dem Faktor 2,8 ergibt die Karbonathärte in Deutschen Härtegraden ($^{\circ}\text{dH}$).

j) Ammoniumgehalt: Halbquantitative, kolorimetrische Bestimmung unter Verwendung des Chemikaliensatzes Aquaquant 14423 der Firma Merck, Darmstadt.

k) Nitritgehalt: Reagenziensatz Aquamerck Nitrit Art.-Nr. 11 128 und Prüfgefäß Art.-Nr. 8037 (halbquantitative, kolorimetrische Bestimmung).

l) Nitratgehalt: Halbquantitative, kolorimetrische Methode mit Reagenziensatz und Farbkarte Aquamerck 8032.

m) Chloridgehalt: Mercurimetrische Titration gegen Diphenylcarbazon. Reagenziensatz Aquamerck 11 106; Abstufung 2 mg/l.

n) Leitwert: Elektrometrische Bestimmung unter Verwendung des Leitwert-Meßgerätes Lf 606 der Firma Chemtronic, Monheim.

2.3 Statistische Methoden

Die Nullhypothese wurde abgelehnt, wenn eine Prüfung mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von maximal fünf Prozent ($\alpha = 0,05$) zur Feststellung eines Unterschiedes führte. Die Differenzen sind dann nicht mehr als rein zufällig anzusehen, sondern statistisch signifikant. Es ist nicht möglich, hier auf die angewandten statistischen Methoden im einzelnen einzugehen. Die Anleitungen zu den verschiedenen Verfahren sind ausführlich beschrieben, z. B. bei SACHS (1984), ZÖFEL (1985), KREEB (1983), JANETSCHEK (1982), MÜHLENBERG (1989) und DEICHSEL & TRAMPISCH (1985). Zum Vergleich der Stichproben wurden parameterfreie Prüfverfahren gewählt, die im Gegensatz zu der bei Normalverteilung optimalen Varianzanalyse eine etwas geringere Effizienz aufweisen, dafür aber keine Varianzhomogenität zur Voraussetzung haben und gegen Ausreißer unempfindlich sind (SACHS 1984). Es kamen zur Anwendung: U-Test von MANN und WHITNEY, H-Test nach KRUSKAL und WALLIS; zur Beurteilung von Häufigkeitsverteilungen wurde der Chiquadrat-Vierfelder-Test korrigiert von YATES angewandt; die Prüfung auf Normalverteilung erfolgte mit dem Nullklassentest.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dipl.-Biol. Dr. Ulrich SCHLIEBE und Herrn Dipl.-Biol. Manfred SCHUBERT, die mir zu fast allen oben genannten statistischen Verfahren Computer-Programme schrieben. Die Clusteranalysen wurden mit dem Programm MacSpin (3-Dimensional Data Analysis Software) der Firma D² Software, Austin, Texas, U.S.A. durchgeführt.

3. Gebietsbeschreibung

Ausführliche Angaben über Landschaftsentwicklung, Geographie, Geologie und Geomorphologie finden sich z. B. in MUSALL (1969), MÜLLER (1972), STAPF & LANG (1972), ILLIES (1972) und KINZELBACH (1976).

3.1 Topographie und Schutzmaßnahmen

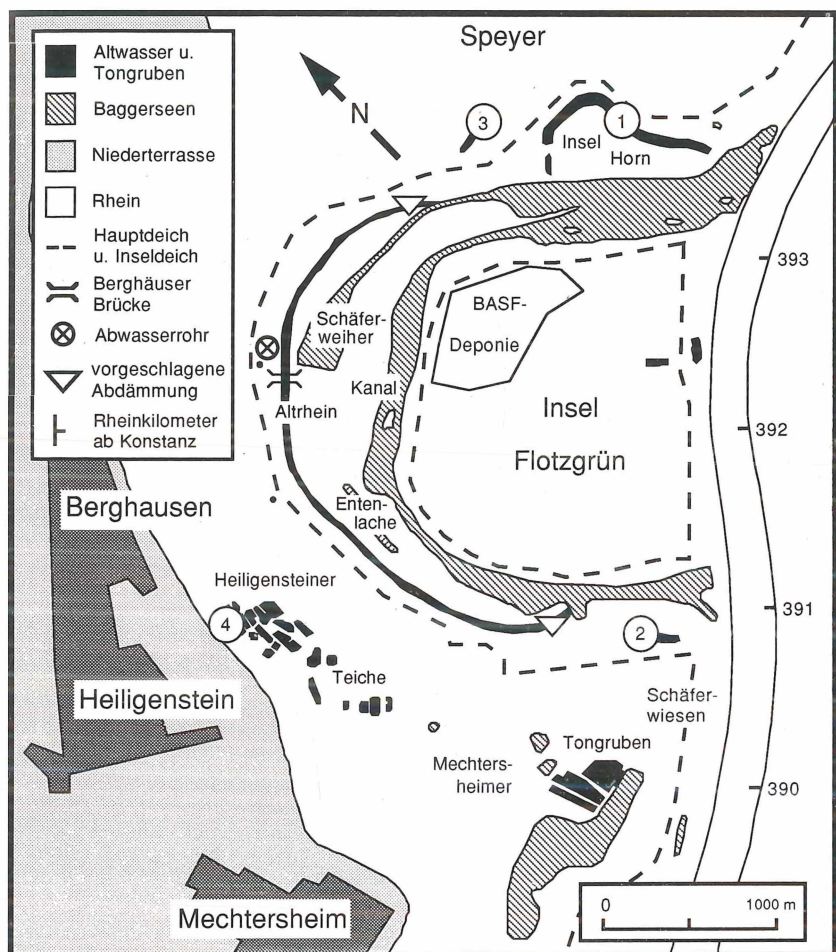
Die »Berghäuser Rheinaue« liegt in der linksrheinischen, pfälzischen Rheinniederung im Ortsbereich der Gemeinde Römerberg (Berghausen, Heiligenstein und Mechtersheim) im Landkreis Ludwigshafen und der kreisfreien Stadt Speyer. Seit 1968 steht die im Überflutungsbereich liegende südliche Hälfte der »Berghäuser Rheinaue« unter Naturschutz (Verordnung über das Naturschutzgebiet »Flotzgrün« vom 22. Oktober 1968). Die übrige Fläche des Untersuchungsgebietes ist seit 1971 als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen (Verordnung über das Landschaftsschutzgebiet »Pfälzische Rheinauen« vom 14. Oktober 1971). Tongruben und Baggersee bei Mechtersheim wurden im Jahr 1983 unter Naturschutz gestellt (Rechtsverordnung über das Naturschutzgebiet »Mechtersheimer Tongruben« vom 3. März 1983). Nähere Angaben über geographische Lage, Flächengröße und Schutzstatus bei GLASS (1985/86). Eine Kurzbeschreibung der erwähnten Naturschutzgebiete geben JUNGBLUTH, NIEHUIS & SIMON (1987). Seit 1989 steht auch das ca. 30 ha umfassende Gelände der »Schäferwiesen« unter Naturschutz (Abb. 1).

3.2 Klimatische Verhältnisse

Das in weiten Teilen Mitteleuropas herrschende subatlantische Klima erfährt im Bereich der pfälzischen Rheinniederung eine für diesen Raum charakteristische mediterrane bis subtropische Tönung. Hochansteigende Temperaturen in Verbindung mit hoher Luftfeuchtigkeit rufen im Sommer häufig eine drückende Schwüle hervor, während im Winter selten längere Zeit anhaltende Frostperioden zu verzeichnen sind. Die für den Pflanzenwuchs etwas zu geringen Niederschlagsmengen werden durch das reichlich vorhandene Grundwasser in Verbindung mit regelmäßigen Hochwässern ausgeglichen. In der Vegetationsperiode von Mai bis Juli fallen unter 200 mm Niederschlag. Die mittleren Niederschlagssummen in der nördlichen Pfälzer Oberrheinebene liegen unter 600 mm pro Jahr (Periode 1881 bis 1930; DEUTSCHER WETTERDIENST 1953).

Abb. 1: (folgende Seite) Lage und Grenzen der »Berghäuser Rheinaue«. Bezifferung der Wasserproben-Entnahmestellen:

- 1 Runkedebunk (Rumbum)
- 2 Eisbruchlache
- 3 Goldgrube
- 4 *Potamogeton*-Teich



3.3 Hydrologie

Die weitaus meisten bis heute erhalten gebliebenen Altwasser sind das Ergebnis der Oberrheinkorrektion von 1817 bis 1880 und demnach strenggenommen künstliche Gewässer. Der »Berghäuser Altrhein« verdankt seine Entstehung dem Rheindurchstich auf badischer Seite bei Rheinhausen um das Jahr 1843. Erneute hydrologische Veränderungen erfuhr der Altrhein infolge umfangreicher Naßbaggerungen zur Kies- und Sandgewinnung im Laufe der 1960er Jahre, nachdem bereits Anfang der 1930er Jahre sein unterstromiger, seenartiger Abschnitt ausgebaggert worden war, um Aufschüttmaterial für den Damm der ersten festen Rheinbrücke bei Speyer zu gewinnen (BOEGNER 1985). Die Kiesgewinnung im Überschwemmungsbereich der »Berghäuser Rheinaue« ist gegenwärtig immer noch nicht abgeschlossen.

Bedingt durch lebhaftere Bautätigkeit entstanden im Laufe des 18. und 19. Jahrhunderts verstärkt sog. Ziegelhütten, die seit dem 15. Jahrhundert in der Rheinniederung belegt sind (MUSALL 1969). Wie aus älteren Karten hervorgeht, befanden sich gegen Ende des 19. Jahrhunderts im Bereich der »Schäferwiesen«, zwischen Rheinhauptdeich und dem kanalisierten Rhein, drei Ziegelhütten, eine vierte lag am Rande des Hochgestades bei Heiligenstein. Um 1945 existierten noch insgesamt drei Ziegelhütten, je eine bei Heiligenstein, Mechtersheim und den »Schäferwiesen«. Die letzte Ziegelei des untersuchten Gebietes stellte Ende der 1950er Jahre ihren Betrieb ein. Aus den stillgelegten Flächen entwickelten sich wertvolle Ersatzstandorte für die durch Naßbaggerungen und Verlandung verlorengegangenen Flachwasserzonen des »Berghäuser Altrheins«. Da nur die aufliegenden, leicht abbaubaren Lehmdecken entfernt wurden, ist die Wassertiefe der Ziegeleigruben meist gering, so daß hervorragende Wuchsmöglichkeiten für Wasser- und Sumpfpflanzen bestehen.

Ende der 1970er Jahre wurden die »Mechtersheimer Tongruben« größtenteils in einen Baggersee umgewandelt, der bis zum Jahr 1988 der Kies- und Sandgewinnung diente. Die anschließend in vorbildlicher Weise naturnahe gestalteten Baggerseeufer sind leider nur ein bescheidener ökologischer Ausgleich für die zerstörten Flachwasserbereiche und Feuchtwiesen (s. Abschn. 6.). Ohne geringste Rücksichtnahme auf ökologische Aspekte und Folgen wurden die Baggerseen im Überschwemmungsbereich des Untersuchungsgebietes angelegt. Insbesondere aufgrund ihrer unrekultiviert verbliebenen Abbruchkanten befinden sich diese Gewässer in einem sehr beklagenswerten Zustand (vgl. GLASS 1985/86).

Mit einer Ausnahme ist die Entstehung aller Gewässer innerhalb der Grenzen des untersuchten Areals auf menschliche Eingriffe zurückzuführen. Allein die »Goldgrube« darf mit Einschränkung als natürliches Gewässer bezeichnet werden, weil sie den Rest einer alten, stark verlandeten Rheinschlinge darstellt, die vor dem 14. Jahrhundert vom freimäandrierenden Hauptstrom verlassen wurde. Seit der Abdeichung nicht mehr durch

Rhein-Oberflächenwasser und dessen mitgeführte Sedimente (Rheinschlick) beeinflusst, entwickelte sich die »Goldgrube« im Laufe fortschreitender Verlandung zu einem Gewässer mit Niederungsmoorcharakter. Das Sedimentprofil der im Überflutungsbereich liegenden »Eisbruchlache« weist im Gegensatz dazu eine mehrere Dezimeter mächtige Schlickauflage auf.

Die Rheinpegelstände zeigen im Jahresverlauf mehr oder weniger deutlich drei Hochwasserspitzen. Niederschlagshäufungen und einsetzendes Tauwetter in den Mittelgebirgen verursachen das Hochwasser im Frühjahr, Schmelzwasser aus dem alpinen Bereich läßt den Rheinpegel im Sommer hoch ansteigen, starke Regenfälle bringen zum Jahresende erhöhte Pegelstände. Die niedrigsten Wasserstände sind in den Herbst- und Wintermonaten zu verzeichnen. Rheinhauptdeich und Inseldeiche schützen weite Teile der Flußterrasse vor den Hochwasserfluten des Rheins. Dem extremen Wechsel von Trockenfallen und Überfluten unterliegen nur noch Restflächen außerhalb der Deiche, in der sog. »rezenten« Aue, die vorwiegend Auenwald tragen. Hinter den Hochwasserdämmen erstreckt sich die größtenteils landwirtschaftlich genutzte »Altaue«, die ihren Auencharakter weitgehend verloren hat.

Grundwasser von Haardt und Pfälzer Wald fließt in mehreren Stockwerken ostwärts zum Rhein, wobei das höchste wenig unterhalb des Fußes der Niederterrasse liegt. Das Grundwasser des Neuen Rheins reicht bei mittlerem Wasserstand kaum weiter als beiderseits bis zum Hauptdamm. Vermischt mit Oberflächenwasser unterfließt es bei anhaltendem Hochwasser den Deich und dehnt sich auf der linksrheinischen Seite nach Westen aus. Dieses sog. »Druckwasser« trifft dabei auf Grund- und Oberflächenwasser von der Haardt. Kennzeichnend für Rhein-Oberflächenwasser und Rhein-Grundwasser sind ein hoher Chloridgehalt von über 100 mg/l und eine hohe Karbonat- und Gesamthärte. Die Chloridgehalte von Haardt-Oberflächenwasser und Haardt-Grundwasser liegen um 30 bis maximal 50 mg/l; charakteristisch ist ein hoher Gehalt an Eisen und Mangan sowie eine geringe Karbonat- und Gesamthärte (KINZELBACH 1976).

Die durch Deiche vom Neuen Rhein abgeschnitten Gewässer der »Altaue« stehen wenigstens zeitweise immer noch unterirdisch mit dem Strom in Verbindung. Lange anhaltende Hochwasser sind allerdings die Voraussetzung dafür, daß auch rheinferne Gewässer am Rande der Talaue von Rhein-Grundwasser erreicht werden, da dessen Ausbreitung durch rückgestautes Binnen-Grundwasser behindert wird. Bei Hochwasser tritt an vielen Stellen der »Altaue« das aufgestaute Grundwasser an die Oberfläche. In den Senken und Schluten ist dann die Bildung von kleineren und größeren »Druckwasser-Pfützen« zu beobachten. Der obere Grundwasserstand der Flußterrasse ist demnach direkt vom Rheinwasserstand abhängig.

4. Ergebnisse und Auswertung der hydrologisch-hydrochemischen Untersuchungen

Im Mittelpunkt der Untersuchungen stehen vier hydrobotanisch interessante Gewässer vom »Weihertyp«, die sich aus verschiedenen Gründen besonders gut eignen, die hydrologischen Verhältnisse in der »Berghäuser Rheinaue« zu beschreiben. Sie wurden von Anfang November 1987 bis Mitte Oktober 1988 in mehr oder weniger regelmäßigen Abständen hydrochemisch untersucht. Ausschlaggebend für die Auswahl der Gewässer war u. a. ihre unterschiedliche Entfernung zum Rheinstrom. Zwei der untersuchten Kleingewässer, »Eisbruchlache« und »Runkedebunk«, liegen vor dem Hauptdeich im Überflutungsbereich des kanalisierten Rheins, die beiden anderen, »Goldgrube« und »*Potamogeton*-Teich«, befinden sich in der »Altaue«. Es handelt sich um permanente Gewässer, die auch in sehr wasserarmen Jahren niemals restlos austrocknen. Sie führen allerdings zeitweise so wenig Wasser, daß Fischsterben keine Seltenheit ist. Ihre geringe Wassertiefe ermöglicht submersen Makrophyten, den Gewässerboden in seiner gesamten Ausdehnung zu besiedeln.

4.1 Wasserstandsschwankungen

Wasserstandsschwankungen des Rheins machen sich landseits der Hochwasserschutzdämme in weitaus geringerem Umfang und zeitlich versetzt mit dem Flußwasserspiegel bemerkbar. So haben beispielsweise in der »Goldgrube« Rheinpegelschwankungen (Speyer) unterhalb 400 cm nur insofern Auswirkungen auf deren Wasserstand, als durch unterirdischen Abfluß der Spiegel des Altwassers kontinuierlich absinkt. In sehr wasserarmen Jahren trocknet das Gewässer bis auf eine ca. einen Meter tiefe, annähernd kreisförmige Pfütze von etwa zwei Meter Durchmesser aus. Ein derart extremer Verlust der Wasserführung ist jedoch die Ausnahme, da meist zuvor längerfristige Überschreitungen von Pegel Speyer 400 cm den Wasserspiegel in der »Goldgrube« wieder anheben.

Etwa drei Kilometer vom Neuen Rhein entfernt liegt unmittelbar am Niederterrassenfuß (Hochufer) der »*Potamogeton*-Teich«, der wie alle übrigen Teiche bei Heiligenstein selten von Rheingrundwasser beeinflusst wird. Je nach Dauer der Rheinhochwasser, die auf mindestens 600 cm (Pegel Speyer) ansteigen müssen, werden die Wasserspiegel der Heiligensteiner Kleingewässer bis zu mehreren Dezimetern angehoben, so daß diese dann teilweise untereinander in Verbindung stehen. Der geschätzte mittlere Wasserstand des »*Potamogeton*-Teichs« wurde am 11. 07. 1987 bei Pegel Speyer 667 cm um ca. 130 cm überschritten. Das Sommerhochwasser 1987 hatte bereits am 21. 06. die Höchstmarke von 803 cm (Speyer) erreicht.

4.2 Hydrophysikalisch-chemische und chemisch-biochemische Daten

Die quantitativ ermittelten Meßergebnisse (Sauerstoffgehalt, Kohlendioxidgehalt, Biochemischer Sauerstoffbedarf, Chloridgehalt, Karbonathärte, Leitwert und Wasserstoffionenkonzentration) der Untersuchungsgewässer »Eisbruchlache«, »Runkedebunk«, »Goldgrube« und »*Potamogeton*-Teich« werden nachfolgend tabellarisch dargestellt und ausgewertet. Es liegen mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 1 \%$ normal verteilte Stichproben vor.

Die Berechnungen mittels H-Test ergaben, daß sich die Median-Unterschiede der jeweils vier Stichproben von Sauerstoffgehalt, Sauerstoffzehrung, Kohlendioxidgehalt, Leitwert und pH-Wert im Bereich des Zufälligen bewegen (Tab. 1). Abgelehnt wird die Nullhypothese für die Stichprobenvergleiche von Chloridgehalt und Karbonathärte, da in beiden Fällen ein Signifikanzniveau auf der 0,1 %-Stufe vorliegt. Um zu ermitteln, welche der vier Stichproben sich im einzelnen voneinander unterscheiden, wurde paarweise mit dem U-Test geprüft. Demnach weisen die im Überflutungsbereich liegenden Gewässer »Runkedebunk« und »Eisbruchlache« eine überzufällig niedrigere Karbonathärte auf als diejenigen der »Altaue«, »Goldgrube« und »*Potamogeton*-Teich« (Tab. 1). Von besonderem Interesse sind Mediane bzw. Mittelwerte (bei symmetrisch eingipfeligen Verteilungen gilt: Mittelwert = Median) und Varianzen der Chloridgehalte, da sich in ihnen das Ausmaß der Beeinflussung durch Neu-Rheinwasser widerspiegelt. Die Berechnungen machen deutlich, daß sich die sehr heterogenen Varianzen besser als die Mittelwerte dafür eignen, eine Einteilung der Gewässer nach dem Grad ihrer Chlorid-Beeinflussung vorzunehmen. Alle Varianzen unterscheiden sich mindestens auf der 1 %-Stufe (F-Test) signifikant voneinander (Tab. 1).

An den Kaliumpermanganatzahlen (Tab. 2) des »*Potamogeton*-Teichs« kommt der hohe Schwebstoffgehalt der Wasserproben zum Ausdruck. Fast immer war eine grünlich-gelbe Färbung wahrnehmbar, die auf eine reichhaltige Phytoplanktonmasse hinweist. Selbst mitten im Winter, am 03. 01. 1987 bei einer Wassertemperatur von 4,4 °C, wurde in diesem Gewässer eine Massenvermehrung der Goldalge *Synura uvella* beobachtet. Spitzengehalte von Ammonium traten in der »Goldgrube« am 08. 11. 1986 und 03. 01. 1987 während Niedrigwasserperioden auf (Tab. 2). Wasserproben aus der »Runkedebunk« enthielten am häufigsten mehr als 0,2 mg/l Ammonium. Die Schwankungen des Nitritgehaltes in der »Eisbruchlache« sind nachweislich vom Wasserstand abhängig. Über den »Kanal«, Altrhein und die »Schäferwiesen« einströmendes Rheinwasser bewirkt eine Erhöhung des Nitritgehaltes. Die erhöhten Nitrit- und Nitratgehalte in der »Runkedebunk« werden gleichfalls durch den Zustrom von Rheinwasser verursacht.

Tab. 1: (Seiten 992 u. 993) Ergebnisse der Stichprobenvergleiche und deskriptiv-statistische Kennwerte von Sauerstoffgehalt, Biochemischem Sauerstoffbedarf, Kohlendioxidgehalt, Leitwert, pH-Wert, Karbonathärte, Chloridgehalt und Wassertemperatur.

Sauerstoff (mg/l)	Median	Mittel- wert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk	7,05	7,69	4,012	16,094	2,6	14,0	10
Eisbruchlache	9,40	10,47	5,711	32,620	2,5	20,6	10
Goldgrube	10,80	11,28	3,867	14,955	6,4	18,0	10
<i>Potamogeton</i> -Teich	6,25	6,35	4,452	19,821	0,8	12,9	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 6,142$; $H_{\text{kor}} = 6,146$; nicht sign.

Sauerstoffsättigung (%)	Mittel- wert	Min.	Max.	n
Runkedebunk	74,2	21,1	131,5	10
Eisbruchlache	95,7	27,8	154,1	10
Goldgrube	110,3	58,0	194,0	10
<i>Potamogeton</i> -Teich	60,4	7,7	105,6	10

Kohlendioxid (mg/l)	Median	Mittel- wert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk	4	4,8	2,936	8,622	2	11	10
Eisbruchlache	3	5,1	4,818	23,211	0	14	10
Goldgrube	7	7,1	3,635	13,211	1	14	10
<i>Potamogeton</i> -Teich	6	9,6	6,150	37,822	4	19	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 6,110$; $H_{\text{kor}} = 6,193$; nicht sign.

Biochem. Sauerst.-bedarf BSB ₅ (mg/l)	Median	Mittel- wert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk	4,15	4,71	2,881	8,301	2,2	12,2	10
Eisbruchlache	4,30	4,85	2,720	7,396	1,9	9,5	10
Goldgrube	2,95	4,29	2,628	6,905	1,6	8,5	10
<i>Potamogeton</i> -Teich	5,70	6,11	3,162	10,001	2,2	12,8	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 2,700$; $H_{\text{kor}} = 2,704$; nicht sign.

Leitwert (μS)	Median	Mittel- wert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk	570	608,5	160,157	25650,278	440	930	10
Eisbruchlache	655	646,0	101,182	10237,778	475	785	10
Goldgrube	690	668,5	61,149	3739,167	575	740	10
<i>Potamogeton</i> -Teich	645	653,5	76,451	5844,722	530	795	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 1,604$; $H_{\text{kor}} = 1,606$; nicht sign.

pH-Wert	Median	Mittelwert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk	7,30	7,34	0,337	0,114	7,0	8,1	10
Eisbruchlache	7,45	7,49	0,470	0,221	6,9	8,2	10
Goldgrube	7,35	7,40	0,330	0,109	6,9	8,0	10
<i>Potamogeton</i> -Teich	7,65	7,58	0,290	0,084	7,1	7,9	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 3,175$; $H_{\text{kor}} = 3,201$; nicht sign.

Karbonathärte (°dH)	Median	Mittelwert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk (RB)	7,80	7,98	0,890	0,793	7,0	9,5	10
Eisbruchlache (EB)	8,85	9,32	1,948	3,793	7,1	12,6	10
Goldgrube (GG)	11,45	11,55	1,506	2,269	9,8	14,0	10
<i>Potamogeton</i> -Teich (PT)	14,15	14,65	2,019	4,076	10,9	17,9	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 28,243$; $H_{\text{kor}} = 28,280$; $p < 0,1 \%$

Ergebnisse der U-Tests:	U1	U2	p (%)
EB/GG	81	19	< 5
EB/PT	97	3	< 0,1
RB/GG	100	0	< 0,1
RB/PT	100	0	< 0,1
GG/PT	91	9	< 1

Chlorid (mg/l)	Median	Mittelwert	Std. Dev. s	Varianz s ²	Min.	Max.	n
Runkedebunk (RB)	99	119,2	69,392	4815,289	52	260	10
Eisbruchlache (EB)	107	106,4	26,630	709,156	60	142	10
Goldgrube (GG)	99	98,6	11,433	130,711	80	114	10
<i>Potamogeton</i> -Teich (PT)	57	56,4	2,951	8,711	52	62	10

Ergebnis des H-Tests: $H = 17,173$; $H_{\text{kor}} = 17,220$; $p < 0,1 \%$

Ergebnisse der U-Tests:	U1	U2	p (%)
EB/PT	99,0	1,0	< 0,1
RB/PT	82,5	17,1	< 5
GG/PT	100,0	0,0	< 0,1

Temperatur (°C)	Mittelwert	Std. Dev. s	Min.	Max.	n
Runkedebunk	12,5	6,6	1,5	20,0	11
Eisbruchlache	11,9	6,2	2,1	20,2	12
Goldgrube	12,2	5,8	3,1	17,9	11
<i>Potamogeton</i> -Teich	12,9	6,9	4,0	21,8	10

Kaliumpermanganat-Verbrauch

nach der Schätzmethode von HÖLL

Runkedebunk		Eisbruchlache		Goldgrube		Potamogeton-Teich	
Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l
30.12.86	12-20	30.12.86	<12	03.01.86	<12	03.01.86	20-30
14.03.87	<12	14.03.87	<12	21.03.87	<12	21.03.87	20-30
11.04.87	<12	11.04.87	<12	25.04.87	<12	25.04.87	20-30
09.05.87	<12	09.05.87	<12	16.05.87	<12	16.05.87	20-30
04.07.87	<12	04.07.87	<12	13.06.87	<12	13.06.87	20-30
25.07.87	12-20	25.07.87	<12	11.07.87	<12	11.07.87	20-30
17.08.87	<12	17.08.87	<12	15.08.87	<12	15.08.87	20-30
19.09.87	<12	19.09.87	<12	12.09.87	<12	12.09.87	30-50
24.10.87	<12	24.10.87	<12	17.10.87	<12	17.10.87	30-50

Ammonium-Gehalt

Runkedebunk		Eisbruchlache		Goldgrube		Potamogeton-Teich	
Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l
07.12.86	0,2-0,5	16.11.86	<0,2	08.11.86	2-3	21.12.86	<0,2
30.12.86	0,2-0,5	30.12.86	0,2-0,5	03.01.87	2-3	03.01.86	<0,2
14.03.87	<0,2	14.03.87	<0,2	21.03.87	<0,2	21.03.87	<0,2
11.04.87	<0,2	11.04.87	<0,2	25.04.87	<0,2	25.04.87	<0,2
09.05.87	0,2-0,5	09.05.87	<0,2	16.05.87	0,2-0,5	16.05.87	<0,2
04.07.87	0,2-0,5	04.07.87	0,2-0,5	13.06.87	<0,2	13.06.87	<0,2
25.07.87	<0,2	25.07.87	<0,2	11.07.87	<0,2	11.07.87	<0,2
17.08.87	<0,2	17.08.87	<0,2	15.08.87	<0,2	15.08.87	<0,2
19.09.87	0,2-0,5	19.09.87	<0,2	12.09.87	<0,2	12.09.87	<0,2
24.10.87	0,2-0,5	24.10.87	0,2-0,5	17.10.87	<0,2	17.10.87	<0,2

Nitrit-Gehalt

Runkedebunk		Eisbruchlache		Goldgrube		Potamogeton-Teich	
Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l
07.12.86	<0,025	16.11.86	<0,025	08.11.86	<0,025	21.12.86	<0,025
30.12.86	0,1-0,25	30.12.86	0,05-0,1	03.01.86	<0,025	03.01.86	<0,025
14.03.87	0,05-0,1	14.03.87	0,025-0,05	21.03.87	<0,025	21.03.87	<0,025
11.04.87	0,1-0,25	11.04.87	<0,025	25.04.87	<0,025	25.04.87	<0,025
09.05.87	0,1-0,25	09.05.87	0,05-0,1	16.05.87	<0,025	16.05.87	<0,025
04.07.87	0,1-0,25	04.07.87	0,1-0,25	13.06.87	<0,025	13.06.87	<0,025
25.07.87	0,1-0,25	25.07.87	0,05-0,1	11.07.87	<0,025	11.07.87	<0,025
17.08.87	<0,025	17.08.87	<0,025	15.08.87	<0,025	15.08.87	<0,025
19.09.87	<0,025	19.09.87	<0,025	12.09.87	<0,025	12.09.87	<0,025
24.10.87	<0,025	24.10.87	<0,025	17.10.87	<0,025	17.10.87	<0,025

Nitrat-Gehalt

Runkedebunk		Eisbruchlache		Goldgrube		Potamogeton-Teich	
Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l	Datum	mg/l
07.12.86	<5	16.11.86	<5	08.11.86	<5	21.12.86	<5
30.12.86	5-10	30.12.86	<5	03.01.86	<5	03.01.86	<5
14.03.87	5-10	14.03.87	<5	21.03.87	<5	21.03.87	<5
11.04.87	5-10	11.04.87	<5	25.04.87	<5	25.04.87	<5
09.05.87	5-10	09.05.87	<5	16.05.87	<5	16.05.87	<5
04.07.87	5-10	04.07.87	<5	13.06.87	<5	13.06.87	<5
25.07.87	<5	25.07.87	<5	11.07.87	<5	11.07.87	<5
17.08.87	<5	17.08.87	<5	15.08.87	<5	15.08.87	<5
19.09.87	<5	19.09.87	<5	12.09.87	<5	12.09.87	<5
24.10.87	<5	24.10.87	<5	17.10.87	<5	17.10.87	<5

Tab. 2: (Seiten 994 u. 995 oben) Permanganatzahlen und Ergebnisse der halbquantitativen Gehaltsbestimmung von Ammonium, Nitrit und Nitrat.

5. Ergebnisse und Auswertung der hydrobotanisch-pflanzensoziologischen Untersuchungen

In den vergangenen 15 Jahren stellte der Verfasser ca. 400 Gefäßpflanzenarten in der »Berghäuser Rheinaue« und dem umgebenden Bereich fest. Eine spezielle Bearbeitung der Arten des Lemnion, Potamogetonion und Nymphaeion erfolgte von 1985 bis 1989. Beobachtungsnotizen sowie persönliche Mitteilungen des 1987 verstorbenen Feldornithologen und Botanikers Hans HENNINGS gaben wertvolle Hinweise auf Vorkommen und Verbreitung verschiedener Wasserpflanzenarten in den 1960er Jahren; seine ältesten Fundortnotizen gehen bis auf das Jahr 1957 zurück. Von PHILIPPI (1969) liegen vier Vegetationsaufnahmen aus dem Untersuchungsgebiet vor. Sämtliche von HENNINGS und GLASS nachgewiesenen Arten der Klassen Lemnetaea und Potamogetonetaea sind zusammen mit den Gefährdungsgraden der Roten Listen in Tab. 3 aufgeführt. Die höhere Artenzahl des Autors ist auf dessen gezielte Nachsuche im Erfassungszeitraum 1985 bis 1989 zurückzuführen; denn Wasserpflanzen wurden von HENNINGS nicht speziell bearbeitet, sondern eher beiläufig erfaßt. Es liegt demnach keine vergleichbare Bezugsbasis vor, die Aussagen über Veränderungen der Artenzahl erlauben würde.

5.1 Fundortbeobachtungen

Bei dem 1988 vom Verfasser beobachteten Vorkommen von drei Exemplaren *Stratiotes aloides* handelt es sich höchstwahrscheinlich um eine Anpflanzung. Der Fundort — ein kleiner, überschaubarer und leicht zugänglicher Bewässerungsteich — wurde seit 1985 regelmäßig aufgesucht, ohne daß diese Art festgestellt werden konnte.

Nuphar lutea trat nach HENNINGS (persönl. Mitt.) in den 1960er Jahren bei Heiligenstein sehr zahlreich und in der Regel mit *Nymphaea alba* vergesellschaftet auf. Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) ist dort heute gänzlich verschwunden, und das Vorkommen weiß blühender *Nymphaea alba* beschränkt sich gegenwärtig auf einen umzäunten Privat-Teich, weshalb von seiten des Autors Zweifel an der Natürlichkeit des Bestandes bestehen. Ein Reinbestand der rosa blühenden Kultursorte, ist südlich der »Heiligensteiner Teiche« in einem Bewässerungsteich zu finden. Die Natürlichkeit eines weiteren *Nymphaea*-Vorkommens in dem bislang jüngsten Baggersee bei den »Mechtersheimer Tongruben« muß ebenfalls angezweifelt werden. Im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen wurden hier u. a. standorttypische Wasser- und Sumpfpflanzen angesiedelt. Hinzu kommt, daß eine Einwanderung aus den angrenzenden Ziegeleigruben sehr unwahrscheinlich ist, da der Verfasser seit Ende der 1970er Jahre *Nymphaea alba* in den »Mechtersheimer Tongruben« nicht mehr beobachten konnte. Somit liegt der Verdacht nahe, daß die heutigen *Nymphaea*-Bestände des Gebietes ausschließlich anthropogen bedingt sind. Damals wie heute fehlt die Weiße Seerose (*Nymphaea alba*) vor dem Rheinhauptdeich.

Froschbiß (*Hydrocharis morsus-ranae*) und Schwimmendes Laichkraut (*Potamogeton natans*), die nach HENNINGS (persönl. Mitt.) früher an verschiedenen Stellen bestandsbildend auftraten, wurden vom Autor im Erfassungszeitraum 1976 bis 1989 nicht mehr nachgewiesen (Abb. 2 u. 3). Am 17. 05. 1959 notierte HENNINGS ohne Mengenangabe den Fund von *Ranunculus fluitans* im »Berghäuser Altrhein« sowie am 31. 05. 1958 die Beobachtung blühender Exemplare der Wasserfeder (*Hottonia palustris*) bei den »Heiligensteiner Teichen«. Eine *Callitriche*-Art blieb steril und konnte ohne reife Früchte nicht bestimmt werden; vermutlich handelt es sich um *Callitriche obtusangula*. Sie tritt in wasserreichen Jahren recht häufig im Müllgraben um das Pumpenwerk südlich der »Mechtersheimer Tongruben« auf, die einzige Stelle im Untersuchungsgebiet, an der auch *Lemna gibba* gefunden wurde. Unklar ist die Artzugehörigkeit der *Utricularia*-Pflanzen in der »Eisbruchlache«, da sie im Erfassungszeitraum keine Blüten trugen. Offenbleiben muß die Frage, weshalb das Vorkommen von *Utricularia australis* — der im Gebiet häufigsten Wasserschlauch-Art — HENNINGS unbekannt war und die Art bei PHILIPPI (1969) nicht genannt wird. Vom Verfasser wurde *Utricularia vulgaris* nur an drei Fundstellen beobachtet: zerstreut im Spülsaum des Mechtersheimer Baggersees, wenige, einzelne Exemplare in der »Goldgrube« und ein kleiner Bestand bei Heiligenstein am Ufer eines tieferen Teichs mit geringem Wasserpflanzenbewuchs. Die beiden *Utricularia*-Arten traten an den Fundorten niemals gemeinsam auf.

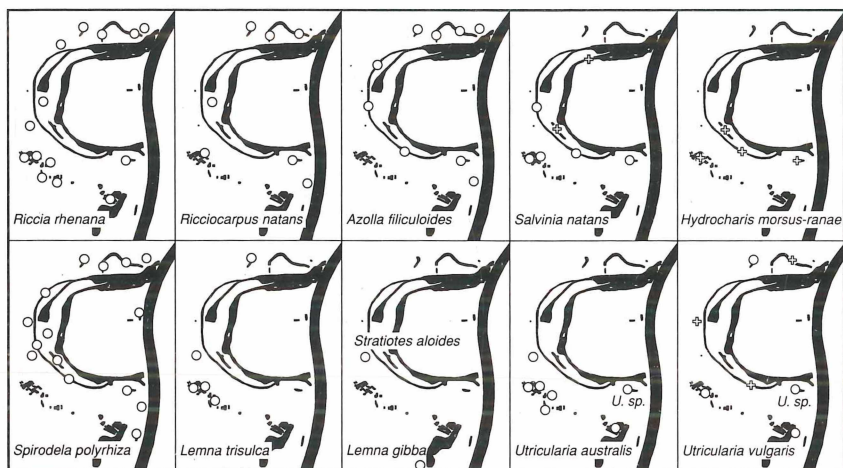


Abb. 2: Fundorte der Lemnion-Arten in der »Berghäuser Rheinaue«. Kreise markieren Vorkommen im Erfassungszeitraum 1976 bis 1989; Kreuze kennzeichnen Fundorte vor dem Jahr 1970 nach Beobachtungen von HENNINGS (unveröffentl.), die der Verfasser nicht mehr bestätigen konnte.

Im Jahre 1986 beobachtete der Verfasser ein einziges Mal drei Exemplare *Trapa natans* (Wassernuß) in der »Eisbruchlache«. Am 11. 08. 1957 schätzte HENNINGS (unveröffentl.) die Individuenzahl eines *Trapa*-Bestandes bei den »Heiligensteiner Teichen« auf ca. 70 Exemplare. Ende der 1970er Jahre wurde vom Verfasser an derselben Stelle eine *Trapa*-Frucht gefunden. Den Aufzeichnungen von HENNINGS (unveröffentl.) ist zu entnehmen, daß diese Art ehemals in der »Runkedebunk« massenhaft auftrat, wo sie am 22. 08. 1959 etwa 60 % der Wasserfläche bedeckte. Eine Aufnahme von PHILIPPI (1969) vom 01. 08. 1964 bestätigt das Vorkommen:

Fundort: Altwasser westl. der Fährre nach Rheinhausen südl. Speyer.

Fläche: 8 m²

Vegetationsbedeckung: 80 %

Trapa natans 5

Potamogeton lucens 1

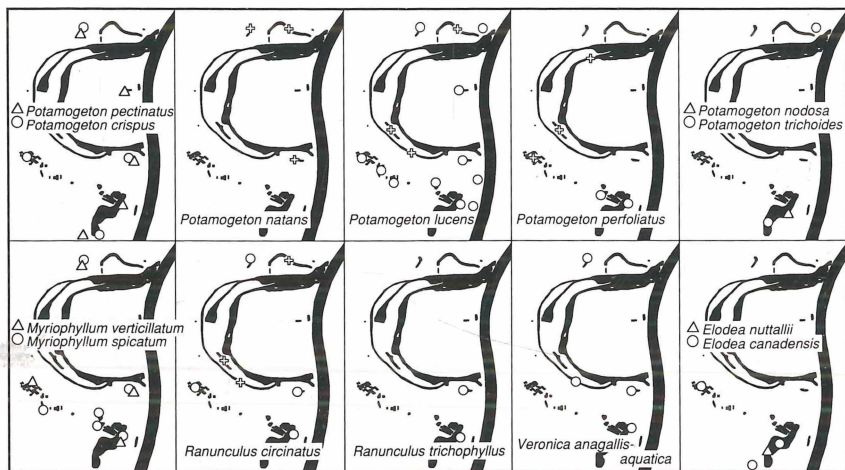


Abb. 3: Fundorte der Potamogetonetea-Arten in der »Berghäuser Rheinaue« (Teil 1) Kreise bzw. Dreiecke markieren Vorkommen im Erfassungszeitraum 1985 bis 1989; Kreuze kennzeichnen Fundorte vor dem Jahr 1970 nach Beobachtungen von HENNINGS (unveröffentl.), die der Verfasser nicht mehr bestätigen konnte. *Ranunculus fluitans* und *Hottonia plaustris* siehe Text.

In der »Runkedebunk« verschwanden neben *Trapa natans* mindestens weitere acht Wasserpflanzenarten, die von HENNINGS (persönl. Mitt.) in den 1960er Jahren bestandsbildend beobachtet wurden. Es kamen nachweislich folgende Arten vor: *Utricularia vulgaris*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton lucens*, *Ranunculus circinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Hippuris vulgaris*, *Nuphar lutea* und *Nymphoides peltata*. Die ehemaligen Vorkommen von *Nymphoides peltata* und *Potamogeton lucens* bestätigt PHILIPPI (1969). Die Aufnahme trägt wie zuvor das Datum 01. 08. 1964:

Fundort: Altwasser südl. Speyer an der Fähre nach Rheinhausen.

Fläche: 4 m²

Vegetationsbedeckung: 80 %

Nymphoides peltata 3

Polygonum amphibium 3

Potamogeton lucens 4

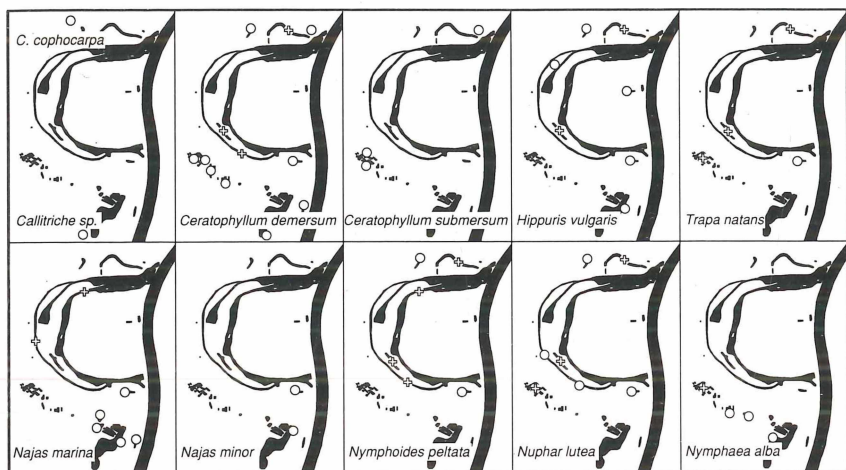


Abb. 4: Fundorte der Potamogetonetea-Arten in der »Berghäuser Rheinaue« (Teil 2)
Zeichenerklärung siehe Abb. 3.

Vom Verfasser wurden im »Berghäuser Altrhein« lediglich noch sechs Arten der Lemnetea- und Potamogetonetea-Gesellschaften festgestellt. Dazu gehört *Salvinia natans*, die bei Hochwasser aus der »Eisbruchlache« in den »Berghäuser Altrhein« eingeschwemmt wird. Sie ist vor allem südlich der »Berghäuser Brücke« vorzufinden, wo sich im Spätsommer, bedingt durch niedrige Wasserstände und schwache Durchströmung, oftmals eine fast vollständig geschlossene Wasserlinsendecke ausbreitet. Im Bereich der südlichen Hälfte des »Berghäuser Altrheins« sind alljährlich gut entwickelte, individuenreiche *Nuphar lutea*-Bestände zu beobachten; *Veronica anagallis-aquatica* f. *submersa* tritt dagegen nur vereinzelt, in verkümmerter Form auf.

Ohne die Nachbarschaft der an emersen und submersen Makrophyten reichen »Eisbruchlache« würde die Artenzahl des »Berghäuser Altrheins« zweifellos noch geringer ausfallen. Beobachtungsnotizen und persönliche Mitteilungen von HENNINGS belegen die früheren Vorkommen folgender Arten im »Berghäuser Altrhein«: *Hydrocharis morsus-ranae*, *Utricularia vulgaris*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ranunculus circinatus*, *Ranunculus fluitans*, *Ceratophyllum demersum*, *Nymphoides peltata* und *Najas marina*. PHILIPPI (1969, S. 147 u. 148) schreibt: »Eindrucksvolle *Najas*-Bestände an Primärstandorten wurden im Sommer 1964 im Altrhein südlich Speyer (südlich der Fähre nach Rheinhausen) beobachtet (. . .): hier bildeten *Najas marina* und *Potamogeton*

	Rhld.- Pf.	BRD	
1 <i>Azolla filiculoides</i> LAM., Großer Algenfarn			H G
2 <i>Callitriche cophocarpa</i> SENDTN., Stumpfkantiger Wasserstern			G
3 <i>Callitriche</i> sp.			G
4 <i>Ceratophyllum demersum</i> L., Gemeines Hornblatt			H G
5 <i>Ceratophyllum submersum</i> L., Zartes H.	2	2	G
6 <i>Elodea canadensis</i> MICHX., Kanadische Wasserpest			H G
7 <i>Elodea nuttallii</i> PLANCH., Nuttall's W.			G
8 <i>Hippuris vulgaris</i> L., Tannenwedel			H G
9 <i>Hottonia palustris</i> L., Wasserfeder	3	•3	H
10 <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L., Froschbiß	3	3	H
11 <i>Lemna gibba</i> L., Buckelige Wasserlinse			G
12 <i>Lemna minor</i> L., Kleine W.			H G
13 <i>Lemna trisulca</i> L., Dreifurchige W.			H G
14 <i>Myriophyllum spicatum</i> L., Ähriges Tausendblatt			H G
15 <i>Myriophyllum verticillatum</i> L., Quirlblättriges T.			H G
16 <i>Najas marina</i> L., Meer-Nixenkraut	2	3	H G
17 <i>Najas minor</i> ALL., Kleines N.	2	3	G
18 <i>Nuphar lutea</i> (L.) SM., Gelbe Teichrose			H G
19 <i>Nymphaea alba</i> L., Weiße Seerose	2		H G
20 <i>Nymphoides peltata</i> (S. G. GMEL.) O. KTZE., Seekanne	2	•3	H G
21 <i>Polygonum amphibium</i> L. f. <i>aquaticum</i> LEYSS., Wasser-Knöterich			H G
22 <i>Potamogeton crispus</i> L., Krauses Laichkraut			H G
23 <i>Potamogeton lucens</i> L., Glänzendes L.			H G
24 <i>Potamogeton natans</i> L., Schwimmendes L.			H
25 <i>Potamogeton nodosus</i> POIR., Flutendes L.			G
26 <i>Potamogeton pectinatus</i> L., Kamm-L.			H G
27 <i>Potamogeton perfoliatus</i> L., Durchwachsenes L.			H G
28 <i>Potamogeton trichoides</i> CHAM. & SCHILDL., Haarförmiges L.	3	3	G
29 <i>Ranunculus circinatus</i> SIBTH., Spreizender Hahnenfuß	2		H G
30 <i>Ranunculus fluitans</i> LAM., Flutender H.			H
31 <i>Ranunculus trichophyllus</i> CHAIX, Haarblättriger H.	2		G
32 <i>Riccia rhenana</i> L., Klein-Sternlebermoos *			H G
33 <i>Ricciocarpus natans</i> L., Schwimm-Sternlebermoos			H G
34 <i>Salvinia natans</i> (L.) ALL., Gemeiner Schwimmfarn	1	•1	H G
35 <i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) SCHLEID., Vielwurzelige Teichlinse			H G
36 <i>Stratiotes aloides</i> L., Krebssehre		•3	G
37 <i>Trapa natans</i> L., Wassernuß	2	•2	H G
38 <i>Utricularia australis</i> R. BR., Verkannter Wasserschlauch	3	•3	G
39 <i>Utricularia vulgaris</i> L., Gemeiner W.	2	•3	H G
40 <i>Veronica anagallis-aquatica</i> L. f. <i>submersa</i> GLÜCK, Gauchheil-E.			H G

* für Süd-Deutschland angegeben.

perfoliatus im seichten Wasser weit außerhalb des *Salix*-Gürtels lockere Bestände, deren Vegetationsbedeckung insgesamt nur wenige Prozent betrug.«

Man kann davon ausgehen, daß sämtliche Wasserpflanzenarten, die gegenwärtig in der »Eisbruchlache« vorkommen bzw. dort einmal vorkamen, früher den gesamten »Berghäuser Altrhein« seiner Wassertiefe entsprechend besiedelten. So schreibt GRUBER in BOEGNER (1985, S. 37) über den »Berghäuser Altrhein« kurz nach dem letzten Weltkrieg: »Das damals noch klare Wasser zeigte die reiche Wasserflora und -fauna in unendlicher Vielfalt.«

Durch Auskiesung der »Entenlache« gegen Ende der 1960er Jahre wurden nachweislich die Bestände folgender Arten vernichtet (HENNINGSS persönl. Mitt.): *Salvinia natans*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton circinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Hippuris vulgaris*, *Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea* und *Trapa natans*. Besonders beklagenswert ist der Verlust des *Salvinia*-Vorkommens, da sich diese vom Aussterben bedrohte Art nur in wenigen Gewässern des Untersuchungsgebietes generativ fortpflanzt. Das in günstigen Jahren massenhafte Auftreten von *Salvinia natans* auf den Wasserflächen mehrerer Teiche bei Heiligenstein darf nicht darüber hinwegtäuschen, daß lediglich in drei Teichen Standortbedingungen herrschen, die eine Entwicklung aus Sporen zulassen. In die übrigen Gewässer wird die Pflanze bei Hochwasser eingeschwemmt. Einschließlich der »Eisbruchlache« sind dem Verfasser bisher nur vier Gewässer bekannt, in denen sich *Salvinia natans* generativ vermehrt.

An dieser Stelle sei auch auf das Fortpflanzungsverhalten des Neophyten *Azolla filiculoides* hingewiesen, der sich nur in einigen Altwässern nördlich Straßburg aus Sporen entwickelt (JAEGER & CARBIENER 1956). Die Pflanze wird bei Hochwasser verschwemmt und gelangt auf diese Weise in andere Altrheine, die in offener Verbindung mit dem Neuen Rhein stehen, wo sie sich vegetativ ausbreitet. Im Erfassungszeitraum des Autors trat die Pflanze — vielleicht durch Wasservögel verschleppt — ein einziges Mal in der »Altaue« (1978 in der »Goldgrube«) auf.

In Abb. 2 bis 4 sind die Fundorte der in Tab. 3 zusammengefaßten Arten verzeichnet. Auf die Darstellung der Fundorte von *Lemna minor* und *Polygonum amphibium* wurde verzichtet, da die Arten in nahezu keinem Gewässer fehlen.

Tab. 3: (vorherige Seite) In der »Berghäuser Rheinaue« nachgewiesene Arten der Lemneta- und Potamogetoneta-Gesellschaften. Gefährdungsgrade für die Bundesrepublik Deutschland nach BLAB et al. (1984) und für Rheinland-Pfalz nach KORNECK et al. (1988): 0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; 4 = aktuell/potentiell gefährdet; • = nach Bundesartenschutzverordnung vom 25. 08. 1980 gesetzlich geschützt. H = von HENNINGSS in den 1960er Jahren festgestellt; G = von GLASS zwischen 1976 und 1989 beobachtet. Die Artenliste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

	Bestandstrend	
	rezente Aue	subrezente Aue
1 <i>Ceratophyllum demersum</i>	↓	↑
2 <i>Hippuris vulgaris</i>	↓	?
3 <i>Hottonia palustris</i>	—	○
4 <i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	○	○
5 <i>Najas marina</i>	↓	↑
6 <i>Nuphar lutea</i>	↓	↓
7 <i>Nymphaea alba</i>	—	↓
8 <i>Nymphoides peltata</i>	↓	?
9 <i>Potamogeton lucens</i>	↓	↑
10 <i>Potamogeton natans</i>	○	○
11 <i>Potamogeton perfoliatus</i>	○	↑
12 <i>Ranunculus circinatus</i>	↓	↑
13 <i>Ranunculus fluitans</i>	○	—
14 <i>Salvinia natans</i>	↓	?
15 <i>Trapa natans</i>	○	○
16 <i>Utricularia vulgaris</i>	↓	?

Tab. 4: Bestandsentwicklung aquatischer Makrophyten in der »Berghäuser Rheinaue« im Zeitraum zwischen 1957 und 1989. Zeichenerklärung: ↑ = Zunahme; ↓ = Abnahme; ○ = verschollen oder sehr selten geworden; ? = keine Angaben möglich, da frühere Verhältnisse nicht bekannt.

5.2 Pflanzensoziologische Aufnahmen und Charakterisierung

Die gegebene Flora, Standortfaktoren und Konkurrenzkraft der einzelnen Arten entscheiden über das Zustandekommen der Artenkombinationen. So gesehen ist die Entstehung von Artengruppierungen, wie man sie im Gelände vorfindet, kein Zufall. Da aber einem bestimmten Komplex von Standortbedingungen zahlreiche morphologische und physiologische Pflanzentypen entsprechen, ergibt sich für die Entstehung von Artenkombinationen eine große Auswahlmöglichkeit (KREEB 1983). Welche Arten über den Zufall hinaus zueinander bzw. gegeneinander in Beziehung stehen, kann mit einem mathematisch exakten und daher objektiven Verfahren, dem Vierfelder-Chiquadrat-Test, geklärt werden.

Dieser Test prüft, ob sich die Häufigkeit, mit der eine Art mit einer anderen zusammen auftritt, noch im Bereich des Zufälligen bewegt oder ob die beobachtete Häufigkeit über-

zufällig, d. h. signifikant ist. Im letzteren Fall bestehen zwei Möglichkeiten: eine Bindung der Arten aneinander oder eine »Meidung«.

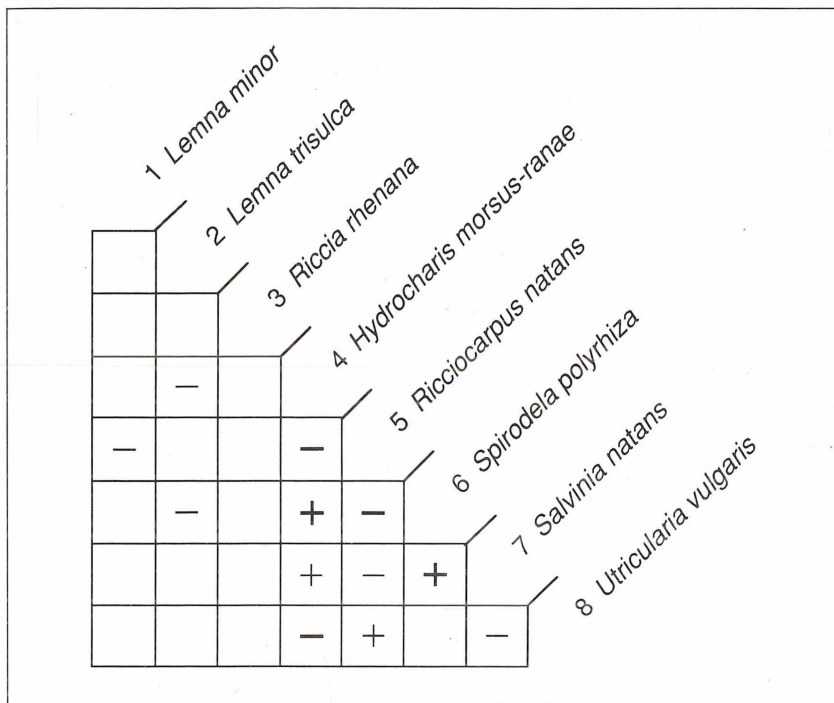


Abb. 5: Ergebnisse des Vierfelder-Chi-Quadrat-Tests für die Klasse Lemnetaea nach aus Vegetationsaufnahmen von PHILLIPI (1969) ermittelten Häufigkeitsverteilungen. Zeichenerklärung: (+) positive Korrelation; (-) negative Korrelation. $p = 0,1-5\%$; halbfette Symbole $p < 0,1\%$.

Die Anwendung des Vierfelder-Chi-Quadrat-Tests ist nur sinnvoll, wenn eine Vielzahl von Aufnahmen (50-100) zur Auswertung vorliegen. Arten, die weniger als fünf Mal in den Aufnahme Flächen vorkommen, werden in den Vergleich nicht einbezogen. Ein Grund dafür, weshalb die pflanzensoziologischen Daten aus der »Berghäuser Rheinaue« nicht auf diese Weise ausgewertet wurden. Weitere Gründe sind: die Kleinheit des untersuchten Gebietes, die allgemeingültige Aussagen nicht zuließen, und die Tatsache, daß durch den Rückgang verschiedener Arten die Gesellschaften heutzutage oftmals nicht mehr die vollständige Artenkombination aufweisen können, da es in der Talaue des Rheins infolge Wasserverschmutzung (Eutrophierung) und Auskiesung kaum noch einigermaßen

ungestörte Standorte gibt. Deshalb wird auf umfangreicheres, älteres Datenmaterial von PHILIPPI (1969) zurückgegriffen, der die Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften zwischen Mannheim und Straßburg in den 1960er Jahren untersuchte. Seine Aufnahmen wurden nach den Richtlinien von BRAUN-BLANQUET gewonnen. Dabei werden die Aufnahmeflächen nicht rein zufällig ausgewählt, sondern auf Flächen mit einheitlichen Standortbedingungen sichtbar ähnliche Artengruppierungen aufgenommen. D. h. in den nachfolgend angeführten Ergebnissen des Vierfelder-Chiquadrat-Tests sind die Übergangsbereiche zwischen den Beständen nicht berücksichtigt.

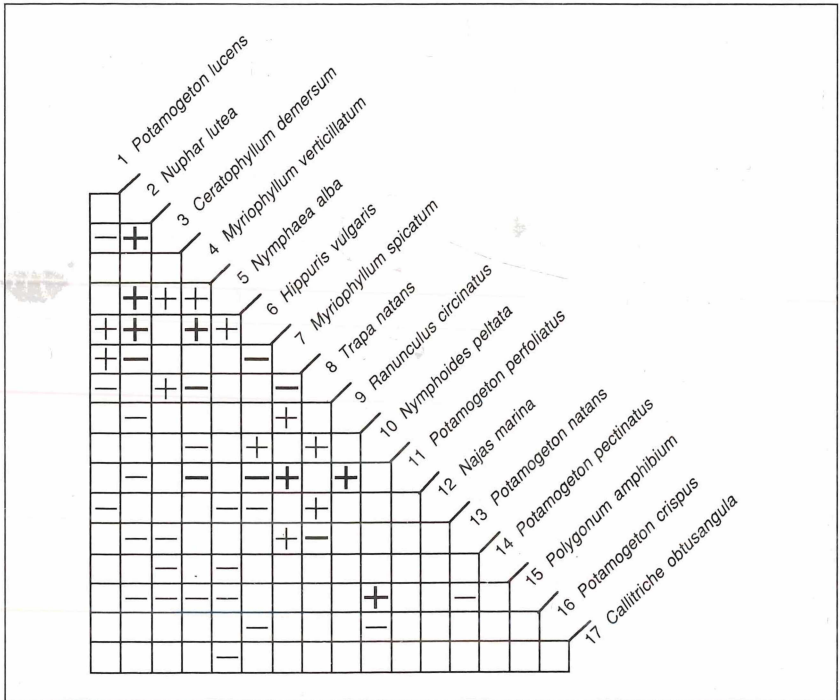


Abb. 6: Ergebnisse des Vierfelder-Chiquadrat-Tests für die Klasse Potamogetonetea nach aus Vegetationsaufnahmen von PHILIPPI (1969) ermittelten Häufigkeitsverteilungen. Zeichenerklärung: (+) positive Korrelation; (-) negative Korrelation. $p = 0,1-5\%$; halbfette Symbole $p < 0,1\%$.

Bei der Prüfung von 28 Artenkombinationen (acht Arten) der Lemnetea-Gesellschaften wurde zwölfmal Signifikanz erzielt (Abb. 5). Von den geprüften 136 Artenkombinationen (17 Arten) der Potamogetonetea-Gesellschaften sind 45 signifikant (Abb. 6). In beiden

Klassen überwiegen die negativ korrelierten Artenbeziehungen (»Meidungen«). Nur vier Beziehungen der Klasse Lemnatea und 18 Beziehungen der Klasse Potamogetonetea sind positiv korreliert. Die soziologischen Bindungen der Laichkrautgesellschaften werden im Korrelationsdiagramm (Abb. 7) dargestellt. Darin entspricht die Entfernung zwischen positiv korrelierten Arten dem Verhältnis $1/\chi^2$ (WINKLER 1980).

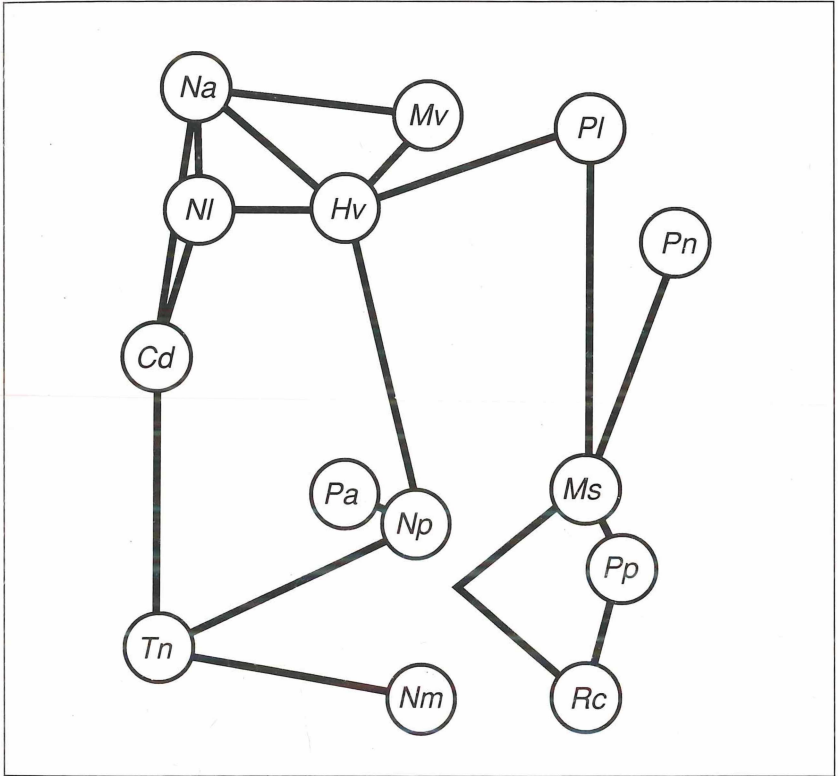


Abb. 7: Artenkorrelationsdiagramm. Zweidimensionale Darstellung der soziologischen Bindungen von 14 Potamogetonetea-Arten nach Abb. 6.

Abkürzungen: Cd = *Ceratophyllum demersum*, Hv = *Hippuris vulgaris*, Ms = *Myriophyllum spicatum*, Mv = *Myriophyllum verticillatum*, Na = *Nymphaea alba*, NI = *Nuphar lutea*, Nm = *Najas marina*, Np = *Nymphoides peltata*, Pa = *Polygonum amphibium*, Pl = *Potamogeton lucens*, Pn = *Potamogeton natans*, Pp = *Potamogeton perfoliatus*, Rc = *Ranunculus circinatus*, Tn = *Trapa natans*

Zu erkennen sind eine artenreichere *Hippuris vulgaris*-Gruppe und eine artenärmere *Myriophyllum spicatum*-Gruppe, die *Potamogeton lucens* miteinander verbindet. Vergleicht man die *Hippuris vulgaris*-Gruppe mit dem Nymphaeion nach der Systematik von OBERDORFER (1977), wird ein hohes Maß an Übereinstimmung sichtbar. Ein abweichendes Verhalten wurde nur für die Potamogetonion-Art *Najas marina* ermittelt, die auf einem Signifikanzniveau von 5 % mit *Trapa natans* assoziiert ist. Dieses Ergebnis bestätigt die Beobachtung von PHILIPPI (1969), nach dem die natürlichen Standorte des Najadetum marinae am Rande von *Trapa*-Beständen zu suchen sind.

Die *Myriophyllum spicatum*-Gruppe besitzt starke Ähnlichkeit mit den von PHILIPPI (1969) beschriebenen Artenkombinationen in wiederbesiedelten Kiesgruben. Da den Berechnungen eine größere Anzahl Vegetationsaufnahmen aus aufgelassenen Kiesgruben zugrunde liegt, ist die Übereinstimmung leicht zu erklären; denn die Artenbindungen der *Myriophyllum spicatum*-Gruppe entsprechen ziemlich genau den Verhältnissen an derartig gestörten Standorten

Die nachweisbaren Bindungen bei den Lemnetea-Arten unterstreichen die Berechtigung, das gemeinschaftliche Auftreten von *Spirodela polyrhiza* und *Salvinia natans* als eigene Assoziation aufzufassen. Wie aus Abb. 5 ersichtlich, sind jene Arten höchst signifikant miteinander assoziiert. Die beiden Arten sind wiederum mit *Hydrocharis morsus-ranae* positiv korreliert, wodurch die Zugehörigkeit zur Assoziationsgruppe der Hydrochariden-Gesellschaften bekräftigt wird. Keine Übereinstimmung mit der Systematik nach OBERDORFER (1977) besteht für die gefundene soziologische Bindung zwischen *Ricciocarpus natans* und *Utricularia vulgaris*. Letztere »meidet« ebenso wie *Ricciocarpus natans* sowohl *Salvinia* als auch *Hydrocharis*. *Spirodela* und *Ricciocarpus* sind zudem negativ korreliert (Abb. 5)

Ein Nachteil des Vierfelder-Chiquadrat-Tests liegt darin begründet, daß sich ausschließlich Artenbindungen in einem Korrelationsdiagramm übersichtlich darstellen lassen (vorausgesetzt die Artenzahl ist nicht zu groß), während die ebenfalls interessierenden negativen Beziehungen aus einem Netzdiagramm entnommen werden müssen. Um Bindungen und »Meidungen« der Arten untereinander gleichermaßen und ihrer jeweiligen Gewichtung entsprechend graphisch leicht verständlich zu verdeutlichen, bedarf es einer Methode, die als Clusteranalyse bezeichnet wird und die wegen des hohen Rechenaufwandes nur mit einem Computer durchführbar ist. Zur Anwendung kamen zwei verschiedene Clusterverfahren: die Single Linkage Analyse und das von LING (1972) begründete k-Clustering, welches mehrdimensional definierte Objekte als Punktwolke darstellt. Als Darstellungsform für die Single Linkage Analyse wurde das Dendrogramm gewählt. Beide Verfahren bauen auf einer Distanzmatrix auf, wobei es gleichgültig ist, welches Distanzmaß verwendet wird. Im vorliegenden Fall wurde der Präsenz-Korrelationskoeffizient (K_p %) errechnet.

$$Kp \% = \frac{\sum A_{A+B}}{\sum A_A + \sum A_B + \sum A_{A+B}} * 100$$

$\sum A_{A+B}$ = Summe der Aufnahmen mit Präsenz von Art A und Art B,

$\sum A_A$ = Summe der Aufnahmen mit Art A,

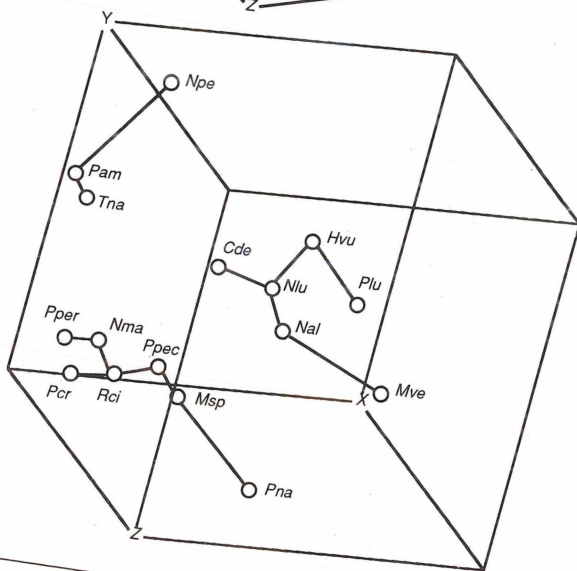
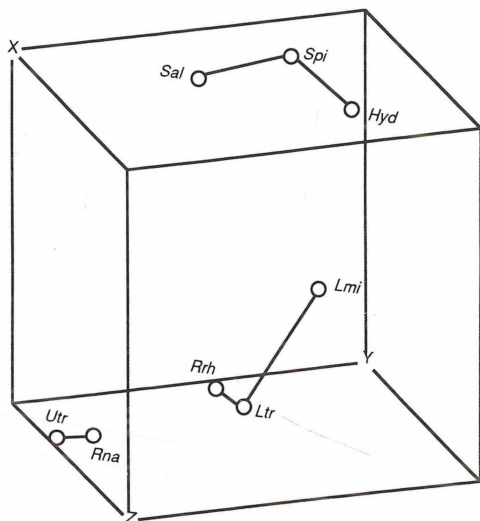
$\sum A_B$ = Summe der Aufnahmen mit Art B.

Clusteranalysen bieten keine fertige Lösung (vgl. DEICHSEL & TRAMPISCH 1985). Bei der k-Clusteranalyse entstehen je nach Wahl der Raumachsen definierenden Objektpunkte (Arten) mehr oder minder voneinander abweichende Cluster. Drei frei wählbare Objektpunkte markieren Achsen-Enden und Grenzflächen des Aufenthaltsraumes der Punktwolke. Die Auswahl dieser drei maßgeblichen Objektpunkte wurde solange variiert, bis Cluster entstanden waren, die mit den Ergebnissen aus dem Vierfelder-Chiquadrat-Test soweit wie möglich übereinstimmten. Durch Einbeziehung des Vierfelder-Chiquadrat-Tests als Orientierung bei der Clusteranalyse wird ein Höchstmaß an Objektivität erzielbar.

Die Präsenz-Korrelationskoeffizienten (Kp %) der Cluster in Abb. 8a/b wurden aus Datenmaterial von PHILIPPI (1969) errechnet. Um Verzerrungen zu vermeiden, wurde der theoretische Kp (100 %) durch den jeweils höchsten wirklich erzielten Kp (%) ersetzt. Dieser beträgt für die Lemnetea-Arten 68,2 % und für die Potamogetonetea-Arten 40,2 %.

In Abb. 8a sind sog. 1-Cluster ($k = 1$) dargestellt, die entstehen, wenn jeder Punkt mindestens mit einem benachbarten Punkt unterhalb einer Schwellendistanz verbunden wird. Mit geringfügigen Abweichungen sind dieselben Cluster auch im Dendrogramm (Abb. 8b) wieder zu erkennen.

Die Lemnalia-Arten (Abb. 8a/b) gliedern sich klar erkennbar in drei voneinander getrennte Gruppen auf. Am größten ist der Abstand zwischen der *Spirodela/Hydrocharis/Salvinia*-Gruppe und der *Utricularia/Ricciocarpus*-Gruppe, bei denen es sich jeweils um nicht zufallsbedingte Vergesellschaftungen handelt, wie mit dem Vierfelder-Chiquadrat-Test nachgewiesen wurde. Es kommen damit deutlich die bereits oben erwähnten »Meidungen« zwischen verschiedenen Arten der beiden Gruppen in der graphischen Darstellung zum Ausdruck. Im Übergangsbereich sind *Riccia rhenana*, *Lemna trisulca* und *Lemna minor* angesiedelt, die eine eigene Gruppe bilden. Eine Anordnung der gefundenen Artengruppierungen im Gefälle des Gewässer-Nährstoffgehaltes drängt sich auf. Die aus der Clusteranalyse gewonnenen Ergebnisse decken sich größtenteils mit der für die Wasserlinsen-Gesellschaften entwickelten Systematik von WILMANNS, die dieses Nährstoff-Gefälle berücksichtigt, das u. a. durch verschiedene messend-ökologische Arbeiten gestützt wird (vgl. WILMANNS 1989, POTT 1980, POTT & WITTIG 1985).



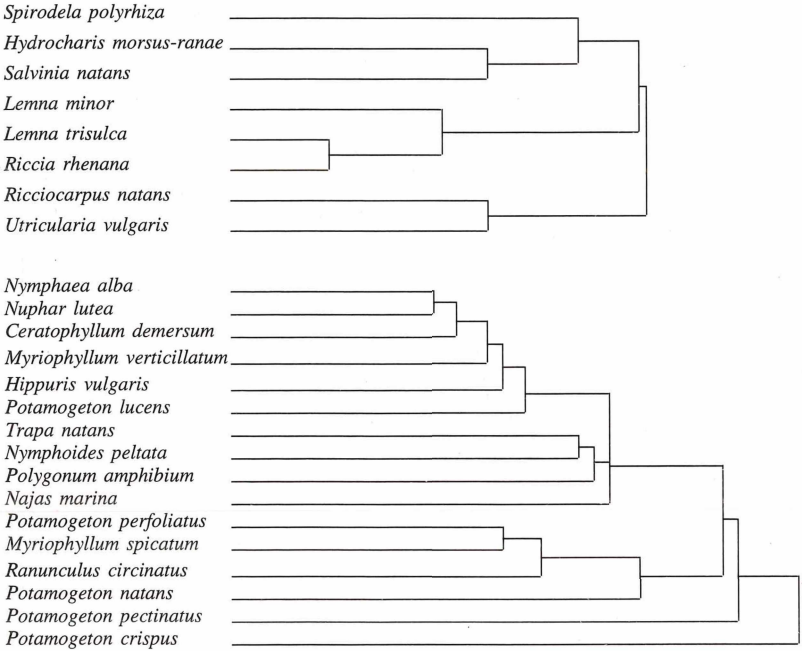


Abb. 8b: Dendrogramme (Single Linkage) für die Klassen Lemnetaea (oben) und Potamogetonetea.

Abb. 8a: (vorhergehende Seite) Ergebnisse der k-Clusteranalyse für die Klassen Lemnetaea (oben) und Potamogetonetea. Abkürzungen: Cde = *Ceratophyllum demersum*; Hvu = *Hippuris vulgaris*; Hyd = *Hydrocharis morsus-ranae*; Lmi = *Lemna minor*; Ltr = *L. trisulca*; Msp = *Myriophyllum spicatum*; Mve = *M. verticillatum*; Nal = *Nymphaea alba*; Nlu = *Nuphar lutea*; Nma = *Najas marina*; Npe = *Nymphoides peltata*; Pam = *Polygonum amphibium*; Pcr = *Potamogeton crispus*; Plu = *P. lucens*; Pna = *P. natans*; Ppec = *P. pectinatus*; Pper = *P. perfoliatus*; Rci = *Ranunculus circinatus*; Rna = *Ricciocarpus natans*; Rrh = *Riccia rhenana*; Sal = *Salvinia natans*; Spi = *Spirodela polyrhiza*; Tna = *Trapa natans*; Utr = *Utricularia vulgaris*.

Vergleicht man bei den Laichkrautgesellschaften das Clusteranalysen-Ergebnis in Abb. 8a/b mit den Artengruppierungen des Korrelationsdiagramms (Abb. 7), wird ersichtlich, daß sich trotz weitgehender Übereinstimmung einige grundsätzliche Unterschiede ergeben. *Nymphoides peltata*, *Trapa natans* und *Polygonum amphibium* haben sich gemeinsam von der *Hippuris vulgaris*-Gruppe gelöst. Den Ausschlag dafür geben die zahlreichen negativen Korrelationen innerhalb der *Hippuris vulgaris*-Gruppe. So sind *Trapa natans* und *Myriophyllum verticillatum* höchst signifikant negativ korreliert; außerdem »meiden« sich *Potamogeton lucens* und *Trapa natans* gegenseitig. Zwischen *Nymphoides peltata* und *Myriophyllum verticillatum* besteht ebenfalls eine negative Korrelation. Besonders stark ins Gewicht fällt die »Meidung« von *Polygonum amphibium* gegenüber vier Arten, die den Schwerpunkt der *Hippuris*-Gruppe markieren. Es sind dies: *Nymphaea alba*, *Myriophyllum verticillatum*, *Ceratophyllum demersum* und *Nuphar lutea* (Abb. 6).

Die dritte weitgehend isoliert stehende Gruppierung in Abb. 8a/b entspricht annähernd der *Myriophyllum spicatum*-Gruppe (Abb. 7). Sie ähnelt allerdings wesentlich stärker dem Potamogetonion, da auch die Stellung der Laichkrautarten *Potamogeton pectinatus* und *P. crispus* berücksichtigt wird, die ausschließlich negative Korrelationen aufweisen (s. Abb. 6). Es fällt sogleich auf, daß *Najas marina* im Ergebnis der k-Clusteranalyse (Abb. 8a) nunmehr Bestandteil der Artenkombination um *Myriophyllum spicatum* ist — in Übereinstimmung mit ihrer Einordnung im Potamogetonion nach OBERDORFER (1977). Infolge der »Meidung« von *Najas marina* gegenüber drei Arten der *Hippuris*-Gruppe wird der Objektpunkt der *Myriophyllum spicatum*-Gruppe zugewiesen, obwohl *Najas* mit keiner dieser Arten im Sinne der Ergebnisse des Vierfelder-Chiquadrat-Tests assoziiert ist. Die Bindung zwischen *Najas marina* und *Trapa natans* erweist sich in der k-Clusteranalyse als zu schwach, die Objektpunkte liegen weit unterhalb der Schwellendistanz voneinander entfernt. Im Dendrogramm (Abb. 8b) fällt *Najas marina* in die *Nymphoides*-Gruppe, entsprechend dem Artenkorrelationsdiagramm (Abb. 7). *Potamogeton pectinatus* und *P. crispus* können nach dem Ergebnis der Single Linkage Analyse keiner Gruppe zugeordnet werden, die sich — abgesehen von *Najas marina* — ansonsten mit den Gruppierungen der k-Clusteranalyse decken. An den Rand der Punktwolke (Abb. 8a) abgedrängt läßt sich *Potamogeton lucens* zwar noch eindeutig der *Hippuris*-Gruppe zuordnen, die positiv signifikante Beziehung gegenüber *Myriophyllum spicatum* (Abb. 7), ist jedoch nicht mehr zu erkennen. *Potamogeton lucens* »meidet« nachweislich *Ceratophyllum demersum*, *Trapa natans* und *Najas marina*.

Eine Anordnung der Artengruppierungen nach abnehmendem bzw. zunehmendem Nährstoffgehalt der Standorte, wie bei den Lemnetales-Gruppen, ist nur bedingt möglich (Tab. 5). Es muß daher nach weiteren gruppenprägenden ökologischen Standortansprüchen gesucht werden, um die gefundene Aufgliederung hinreichend zu erklären (Abschn. 6.).

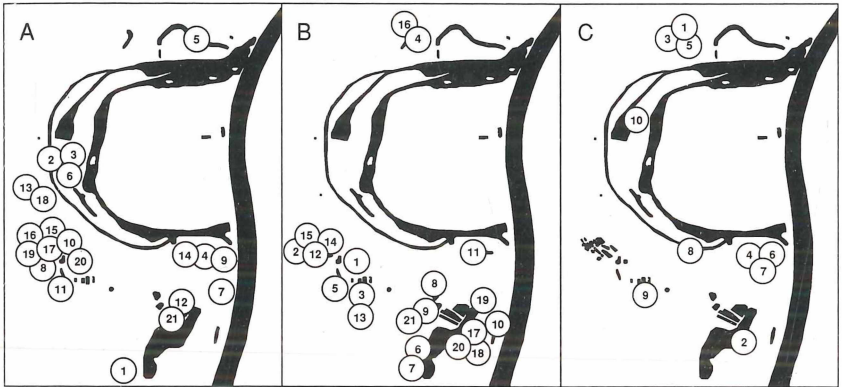


Abb. 9: Fundstellen der Assoziationen und Gesellschaften des Lemnion (A), Potamogetonion (B) und Nymphaeion (C). Die Bezifferung entspricht den Aufnahme-Nummern in Tab. 6, 7, und 8.

Assoziationen und Gesellschaften der Klassen Lemnetaea und Potamogetonetaea der »Berghäuser Rheinaue«:

Lemnetum gibbae Miyawaki et J. Tx. 60. Eine Aufnahme aus dem Müllgraben südwestlich des Mechtersheimer Baggersees liegt vor. Da das Lemnetum gibbae sehr nährstoffreiche Gewässer besiedelt, ist von einer hohen Belastung des Müllgrabens auszugehen.

Lemno-Spirodeletum polyrhizae (Kelhofer 15) W. Koch 54 em. Müller et Görs 60. Häufigste Lemnetalea-Assoziation des Gebietes, die in der Regel nur im Überflutungsbereich die vollständige Artenkombination aufweist. Im Bereich der »Altaue« fehlt *Spirodela polyrhiza* meistens oder tritt, wie z. B. in der »Goldgrube«, überwiegend vereinzelt auf, ohne jemals hohe Deckungswerte zu erreichen. Nicht selten gesellt sich zu den verarmten *Lemna minor*-Gesellschaften der »Altaue« die konkurrenzschwache, submers lebende *Lemna trisulca*. Bemerkenswert ist, daß diese Art vom Autor bislang niemals im Überflutungsbereich zusammen mit der dort sehr häufigen *Spirodela polyrhiza* beobachtet wurde. Eine gegenseitige »Meidung« der beiden Arten ist unübersehbar und findet ihre Bestätigung im Ergebnis des Vierfelder-Chiquadrat-Tests (Abb. 5).

Riccietum rhenanae Knapp et Stoffers 65. Im Gebiet ist *Riccia rhenana* die häufigere der beiden Kennarten. Massengevegetationen von *Riccia* wurden bisher beobachtet: in fünf Ziegeleigruben bei Heiligenstein, zwei Tongruben bei Mechtersheim und in der »Goldgrube«, wo die Art im Jahr 1979 bis zu 30 cm dicke Decken bildete. Demgegenüber stehen Massenvermehrungen von *Ricciocarpus natans* an drei Standorten: der »Eisbruchlache«, einem Teich bei Heiligenstein sowie in einem temporären Kleingewässer am westlichen Ende der »Runkedebunk«.

Spirodelo-Salvinietum natantis Slavnic 56. Gesellschaft südost- und osteuropäischer sommerwarmer Steppenseen; erreicht in der klimatisch begünstigten Oberrheinebene die Westgrenze ihres Verbreitungsareals. Wie zuvor unter 5.1 erwähnt, vermehrt sich *Salvinia natans* im Gebiet an vier Standorten generativ.

Hydrocharietum morsus-ranae van Langendonck 35. Nach STAUDINGER (persönl. Mitt.) bedeckten die Schwimmblattrosetten von *Hydrocharis* früher weite Teile des »Berghäuser Altrheins«. Die Kennart konnte vom Verfasser nicht mehr nachgewiesen werden.

Lemno-Utricularietum vulgaris v. Soó (28) 38. Regelmäßig in einer einzigen Ziegeleigrube bei Heiligenstein (s. Abschn. 5.1) beobachtet. Vereinzelte Exemplare von *Utricularia vulgaris* wurden in der »Goldgrube« und im Spülsaum des Mechtersheimer Baggersees festgestellt.

Utricularietum australis Müller et Görs 60. Massenentwicklungen von *Utricularia australis* beschränkten sich bei den »Heiligensteiner Teichen« auf wasserreiche Jahre, während die Kennart in den »Mechtersheimer Tongruben« auch bei normalen Wasserständen massenhaft erschien (vgl. Abschn. 5.1).

Potamogetonetus lucentis Hueck 31. Häufigste Laichkrautgesellschaft vor allem in den Ziegeleigruben und Baggerseen der »Altaue«; im Erfassungszeitraum des Autors vor dem Hauptdeich an drei Standorten alljährlich festgestellt: in der »Eisbruchlache«, im Baggersee bei den »Schäferwiesen« und in der kleinen Kiesgrube nordöstlich der »Runkedebunk«. Reinbestände von *Potamogeton lucens* sind in den temporären Kleingewässern bei den »Schäferwiesen« häufig zu finden, sofern sie Wasser führen und nicht vorzeitig austrocknen.

Potamogetono-Najadetum marinae Horvatic et Micev. in Horvatic 63 corr. Besiedelt im Gebiet nahezu alle Baggerseen der »Altaue«, fehlt aber in den »Heiligensteiner Teichen« und »Goldgrube«; dem Autor sind im Überschwemmungsbereich der Aue nur zwei Vorkommen bekannt: »Eisbruchlache« und Kiesgrube bei den »Schäferwiesen« (vgl. Abschn. 5.1).

Potamogeton perfoliatus-Gesellschaft. Zwei Aufnahmen aus dem Untersuchungsgebiet liegen vor. Sie stammen beide von einem gestörten Standort, dem 1982 ausgekiesten jüngsten Teilstück des Mechtersheimer Baggersees. *Potamogeton perfoliatus* stellte sich hier rasch zusammen mit *P. pectinatus* ein. Die Arten wurden an diesem Standort sowohl in Reinbeständen als auch miteinander vergesellschaftet beobachtet.

Ceratophyllum-Gruppe	L	T	K	F	R	N	S	Leb.	B.	Anat.
<i>Ceratophyllum demersum</i>	6	7	x	~12	8	8	—	A	S	hd
<i>Hippuris vulgaris</i>	7	x	x	11	8	5	—	A	W	hd
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	5	6	5	12	6	7	—	A	W	hd
<i>Nuphar lutea</i>	8	x	4	11	6	x	—	A	S	hd
<i>Nymphaea alba</i>	8	x	3	11	7	7	—	A	S	hd
<i>Potamogeton lucens</i>	6	x	x	12	7	8	—	A	W	hd
Nymphoides-Gruppe										
<i>Nymphoides peltata</i>	8	8	5	11	7	7	—	A	S	hd
<i>Polygonum amphibium</i>	7	x	x	11	x	7	—	A,G	W	he,hd
<i>Trapa natans</i>	8	7	5	11	6	8	—	A	S	hd
Myriophyllum-Gruppe										
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	x	x	12	8	x	I	A	W	hd
<i>Najas marina</i>	5	8	4	12	7	6	I	A,T	S	hd
<i>Potamogeton crispus</i>	6	5	3	12	7	6	—	A	W	hd
<i>Potamogeton natans</i>	6	4	5	12	7	6	—	A	W	hd
<i>Potamogeton pectinatus</i>	6	x	5	12	7	7	I	A	W	hd
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	6	x	x	12	7	4	I	A	W	hd
<i>Ranunculus circinatus</i>	6	6	5	11	7	8	—	A	W	hd

Tab. 5: Zeigerwerte nach ELLENBERG (1979) der Arten in Abb. 8a/b (*Potamogetonetea*). Erklärung der Abkürzungen:

- L = Lichtzahl
 T = Temperaturzahl
 K = Kontinentalitätszahl
 F = Feuchtezahl ("~" Wechsel in Feuchte- bzw. Trockenbedingungen; "=" Überschwemmungszeiger)
 R = Reaktionszahl
 N = Stickstoffzahl
 S = Salzzahl (I = salztragend)
 Leb. = Lebensform (A = Hydrophyt; G = Geophyt; T = Therophyt)
 B = Blattausdauer (S = sommergrün; W = überwinternd grün)
 Anat. = Anatomischer Bau (hd = hydromorph; he = helomorph)
 x = indifferentes Verhalten

***Potamogeton pectinatus*-Gesellschaft.** Im Gebiet sind dem Verfasser nur zwei Standorte bekannt, an denen *Potamogeton pectinatus* regelmäßig in größeren Mengen vorkommt: in der »Goldgrube« trotz enormer Konkurrenz durch viele andere Arten und an der oben erwähnten Stelle, dem Baggersee bei Mechttersheim.

***Ceratophyllum demersum*-Gesellschaft.** Nach dem Potamogetonetum lucentis häufigste Laichkrautgesellschaft im Gebiet. Fehlt in fast keiner der alten Ziegeleigruben bei Heiligenstein, wo sich *Ceratophyllum demersum* in solchen Massen vermehrt, daß es geradezu verwundert, wenn sich dennoch einige andere Arten, z. B. *Utricularia australis*, *Salvinia natans* und *Potamogeton lucens*, neben ihr zu behaupten vermögen.

***Hippuris vulgaris* * *fluviatilis*-Gesellschaft.** *Hippuris vulgaris* bildet zeitweise auf den Schlickflächen zwischen »Berghäuser Altrhein« und »Schäferweiher« großflächige Reinbestände. Je nach Wasserstand überwiegt die Wasserform f. *fluviatilis* oder die Landform f. *terrestre*; auch im westlichen Teilstück der »Goldgrube« wachsen ausgedehnte »Tannenwedel-Wälder«.

***Nymphoidetum peltatae* (All. 22) Bellot 51.** Das derzeit letzte Vorkommen befindet sich in der »Eisbruchlache«, nachdem die Seekanne seit 1988 in der »Goldgrube« nicht mehr erschienen ist.

***Trapa natans* Müll. et Görs 60.** Die Kennart *Trapa natans* bildete in den 1960er Jahren nachweislich bei den »Heiligensteiner Teichen« und in der »Runkedebunk« individuenreiche Bestände. Einzige Beobachtung des Verfassers: im Jahr 1986 drei Exemplare in der »Eisbruchlache« (s. Abschn. 5.1).

***Myriophyllo-Nupharetum* Koch 26.** Ehemals recht häufige Gesellschaft in den Ziegeleigruben bei Heiligenstein, früher auch in »Goldgrube«, »Entenlache« und »Runkedebunk«; gegenwärtig nur noch in der »Eisbruchlache« vorhanden bzw. als verarmte *Nuphar lutea*-Gesellschaft im südlichen Abschnitt des »Berghäuser Altrheins«.

***Polygonum amphibium* * *aquaticum*-Gesellschaft.** Größere Reinbestände auf den zeitweise trockenfallenden Schlickbänken im nordöstlichen Bereich des »Berghäuser Altrheins«.

Die Vegetationsaufnahmen aus der »Berghäuser Rheinaue« stammen überwiegend aus dem Jahr 1988, nur wenige aus den Jahren 1985, 1986, 1987 und 1989. Das Jahr 1988 brachte eine optimale Enfaltung der Gesellschaften des Lemnion und Potamogetonion, die Nymphaeion-Gesellschaften traten hingegen nicht besonders hervor; sie waren im Jahr 1986 in »Eisbruchlache« und »Goldgrube« optimal entwickelt. Das bis Mitte August anhaltende Sommerhochwasser 1987 beeinträchtigte die Entwicklung von *Nuphar lutea* und *Nymphoides peltata* namentlich im Überschwemmungsbereich des Gebietes. Noch Ende August waren in der »Eisbruchlache« die Schwimmblätter dieser Arten zum überwiegenden Teil unter einer geschlossenen Wasserlinsendecke verborgen. Beide Arten gelangten 1987 in der »Eisbruchlache« nicht mehr zur Blüte, und ihre Deckungswerte lagen im September weit hinter denen im August des Vorjahres zurück. Auch in der »Goldgrube« machte sich der negative Einfluß des außergewöhnlich lange anhaltenden Sommerhochwassers 1987 auf die *Nuphar*- und *Nymphoides*-Bestände bemerkbar: blühende Exemplare wurden erst Mitte September beobachtet. Im Jahr darauf waren die Bestände in der »Goldgrube« erloschen, während sich die *Nuphar*-Vorkommen in »Eis-

	Ass.-Gruppe Lemnaceen- u. Ricciaceen-Gesellschaften													Ass.-Gr. d. Hydrochariden-Gesellschaften							
Nr. der Aufnahme	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Aufnahmefläche (qm)	0,25	2	0,09	0,25	1	1	0,09	0,25	1	0,25	0,09	0,09	0,25	4	1	1	1	9	1	8	6
Vegetationsbedeckung (%)	100	100	100	100	100	100	90	100	50	100	100	50	75	100	100	100	75	100	100	100	100
Artenzahl	2	4	4	5	3	2	2	2	6	5	3	2	3	5	5	5	2	5	6	4	2
Syntaxon		a	a	a	a	b	b							a	b	b		a	a	a	b
<i>A Lemna gibba</i>	4
<i>Riccia rhenana</i> (K)	+	2	5	3	4	+	1	3
<i>Ricciocarpus natans</i> (K)	.	.	r	3	4
<i>Salvinia natans</i>	.	+	.	2	2	2	.	.	.	5	5	5	.	.	2	.	.
<i>Utricularia vulgaris</i> (K)	4
<i>Utricularia australis</i>	r	2	.	.	1	+	.	3	3	5	4
<i>Azolla filiculoides</i> (d)	.	3	2	3	1	.	.	.	2	1
<i>V, O, K Lemna minor</i> (A)	2	2	2	2	4	5	+	5	1	.	1	.	+	2	2	2	+	2	2	.	.
<i>Spirodela polyrhiza</i> (A, d)	.	4	5	3	3	1	5	.	2	2
<i>Lemna trisulca</i> (d)	2	.	.	+	.	2	2	.	2	2	2	.
<i>B Ceratophyllum demersum</i>	1	1	1	.	3	3	1	.
<i>Polygonum amphibium</i>	r	.	.	.
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	.	.	.	1
<i>Nymphoides peltata</i>	r
<i>Ceratophyllum submersum</i>	1

- 1 Lemnetum gibbae Miyawaki et J. Tx. 60
 2-7 Lemno-Spirodeletum polyrhizae (Kelhofer i5) W. Koch 54 em. Müller et Görs 60
 a) typische Subass., *Azolla filiculoides*-Variante
 b) typische Subass., typische Variante
 8 *Lemna minor*-Gesellschaft
 9-13 Riccietum rhenanae Knapp et Stoffers 65
 14-16 Spirodela-Salvinietum natantis Slavnic 56
 a) Subass. mit *Spirodela polyrhiza*, *Azolla filiculoides*-Variante
 b) Subass. ohne *Spirodela polyrhiza*, typische Variante
 17 Lemno-Utricularietum vulgaris v. Soo (28) 38
 18-21 Utricularietum australis Müller et Görs 60
 a) typische Subass., *Lemna trisulca*-Variante
 b) typische Subass., typische Variante

Aufnahme-Nr. und Datum

1: 23.08.88 2: 12.08.88 3: 12.08.88 4: 17.08.88 5: 15.08.88 6: 12.08.88 7: 17.08.88 8: 17.10.87 9: 21.09.85 10: 10.08.87 11: 17.08.88
 12: 18.08.88 13: 21.09.85 14: 17.08.88 15: 10.08.88 16: 10.08.88 17: 10.08.88 18: 08.08.88 19: 10.08.88 20: 10.08.88 21: 03.08.88

Tab. 6: Assoziationen und Gesellschaften des Lemnion in der »Berghäuser Rheinaue«
 (Fundorte s. Abb. 9). A: Assoziationscharakterart; V: Verbandscharakterart;
 O: Ordnungscharakterart; K: Klassencharakterart; B: Begleiter; d: Differentialart
 der Subassoziation oder Variante.

Nr. der Aufnahme	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Aufnahmefläche (qm)	20	25	4	10	2	4	2	4	1	2	1	9	2	25	25	3	2	2	4	4	25
Vegetationsbedeckung (%)	80	100	80	100	60	100	80	80	50	20	60	100	90	100	30	75	100	75	50	100	100
Artenzahl	5	6	3	4	7	4	4	5	3	2	5	6	3	4	7	4	3	4	3	1	1
Syntaxon												a	a	a	b	a	b				
<i>A Najas marina</i>	+	4	4	3	2	3
O, K <i>Potamogeton lucens</i> (A)	3	5	4	4	3	5	2	1	+
<i>Ceratophyllum demersum</i> (A, d)	2	2	2	1	+	r	2	5	5	5	3	2
<i>Potamogeton pectinatus</i> (A)	.	.	.	3	.	1	3	5	2	2	.	.
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (A)	1	1	.	r	+	4	3	.	.
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (d)	r	1	+	.	+	+	5	.
<i>Potamogeton crispus</i>	r	.	.	.	+	r
<i>Elodea canadensis</i>	2
<i>Myriophyllum spicatum</i>	+	.	.	.	+	5
<i>Ceratophyllum submersum</i>	+
<i>Hippuris vulgaris</i>	.	.	.	1
<i>Polygonum amphibium</i>	+	.	.	1
B <i>Utricularia australis</i>	2	1	.	.	+	2	.	.	r
<i>Lemna minor</i>	.	2	2	.	1	1	2	+	2
<i>Lemna trisulca</i>	2	2	.	2	2
<i>Spirodela polyrhiza</i>	1
<i>Utricularia vulgaris</i>	+
<i>Riccia rhenana</i>	2	2	.	.	2	1	.	2
<i>Salvinia natans</i>	.	1	1	1
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	+	.	.	.
<i>Chara sp.</i>	+

1-6 *Potamogeton lucens* Hueck 31,Ausbildung mit *Ceratophyllum demersum*7-11 *Potamogeton-najadatum marinae* Horvatic et Micev. in

Horvatic 63 corr., typische Subassoziation

12-15 *Ceratophyllum demersum*-Gesellschaft

a) typische Ausbildung

b) Ausbildung mit *Myriophyllum verticillatum*16 u. 17 *Potamogeton pectinatus*-Gesellschafta) Ausbildung mit *Ceratophyllum demersum*

b) typische Ausbildung

18 u. 19 *Potamogeton perfoliatus*-Gesellschaft,

typische Ausbildung

20 u. 21 ranglose Gesellschaften

Aufnahme-Nr. und Datum

1: 08.08.88 2: 10.08.88 3: 19.08.88 4: 15.08.88 5: 17.08.88 6: 20.07.89 7: 20.07.89 8: 03.08.88 9: 17.10.87 10: 17.10.88 11: 27.07.89

12: 10.08.88 13: 19.08.88 14: 10.08.88 15: 11.08.88 16: 15.08.88 17: 19.08.88 18: 19.08.88 19: 05.08.88 20: 19.08.88 21: 03.08.88

Tab. 7. Assoziationen und Gesellschaften des Potamogetonion in der »Berghäuser Rheinaue« (Fundorte s. Abb. 9). A: Assoziationscharakterart; V: Verbandscharakterart; O: Ordnungscharakterart; K: Klassenscharakterart; B: Begleiter; d: Differentialart der Subassoziation oder Variante.

Nr. der Aufnahme	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Aufnahmefläche (qm)	4	2	4	25	9	50	4	20	25	4
Vegetationsbedeckung (%)	80	100	100	75	60	40	100	40	70	40
Artenzahl	5	4	6	7	4	6	8	5	2	1
Syntaxon	a	a	b	a	a	b				
<i>A Hippuris vulgaris</i>	5	4	4
<i>Nymphoides peltata</i>	.	.	.	4	4	3	r	.	.	.
<i>Nuphar lutea</i>	1	3	3	.	.
<i>Nymphaea alba</i>	4	.
V <i>Polygonum amphibium</i>	.	r	.	+	+	3
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (d)	.	.	2	.	.	+	+	.	.	.
O, K <i>Potamogeton lucens</i>	1	.	+	+	+	.	+	.	.	.
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	.	2
<i>Myriophyllum spicatum</i>
<i>Ranunculus circinatus</i>	.	.	+	.	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	.	1	.
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1	3	1
B <i>Lemna minor</i>	1	.	.	2	.	1	2	2	.	.
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	.	.	.	2	.	2	2	2	.	.
<i>Lemna trisulca</i>	2
<i>Salvinia natans</i>	.	.	.	+	.	1	2	1	.	.
<i>Azolla filiculoides</i>	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	.	.	r

1-3 *Hippuris vulgaris* * *fluviatilis*-Gesellschaft,

a) typische Ausbildung

b) Ausbildung mit *Myriophyllum verticillatum*4-6 *Nymphoides peltatae* (All. 22) Bellot 51,a) Subass. mit *Polygonum amphibium*b) Subass. mit *Nuphar lutea*7 *Myriophyllo-Nupharetum* Koch 26,Subass. mit *Myriophyllum verticillatum*8 *Nuphar lutea*-Gesellschaft9 *Nymphaea alba*-Gesellschaft10 *Polygonum amphibium* * *aquaticum*-Gesellschaft

Aufnahme-Nr. und Datum

1: 15.08.88 6: 16.08.86

2: 19.08.88 7: 18.08.88

3: 14.08.87 8: 08.08.88

4: 16.08.86 9: 19.08.88

5: 12.09.87 10: 12.08.88

Tab. 8: Assoziationen und Gesellschaften des Nymphaeion in der »Berghäuser Rheinaue« (Fundorte s. Abb. 9). A: Assoziationscharakterart; V: Verbandscharakterart; O: Ordnungscharakterart; K: Klassencharakterart; B: Begleiter; d: Differentialart der Subassoziatioon oder Variante.

bruchlache« und »Berghäuser Altrhein« wieder erholt hatten. *Nuphar lutea* zeigte 1988 und 1989 keine Anzeichen eingeschränkter Vitalität wie *Nymphoides peltata*, die in der

»Eisbruchlache« äußerst niedrige Deckungswerte aufwies. Die Schwimmblätter der Pflanze wuchsen nicht zur normalen Größe heran, und wenige Exemplare gelangten erst Ende September zur Blüte.

Insgesamt gesehen sind die negativen Auswirkungen eines lange andauernden Sommerhochwassers auf die Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften verhältnismäßig gering. Drei Arten, *Nuphar lutea*, *Nymphoides peltata* und *Polygonum amphibium*, werden nachweislich auf die oben geschilderte Weise beeinträchtigt.

Wesentlich ungünstiger wirkt sich ein ausbleibendes Sommerhochwasser auf die Arten der untersuchten Gesellschaften aus. Dies wurde in dem extrem wasserarmen Sommer 1989 unübersehbar deutlich. Die geringe Wasserführung der meisten Kleingewässer engte den Lebensraum wasserlebender Tier- und Pflanzenarten stark ein. Der Verlust an Lebensraum ging einher mit einer Herabsetzung der Vitalität der meisten wasserbewohnenden Makrophyten. So fehlte beispielsweise 1989 im »Potamogeton-Teich« der in den vorausgegangenen Jahren üppig entwickelte *Potamogeton lucens*-Bestand, obwohl das Gewässer bis zum Hochsommer ausreichend Wasser führte. Die in einigen Teichen bei normalen bzw. erhöhten Wasserständen massenhaft vorhandene *Utricularia australis* wurde im Jahr 1989 nur vereinzelt gefunden. Blühende Exemplare des Wasserschlauches (*Utricularia* spp.) wurden weder in den »Heiligensteiner Teichen« noch in den »Mechtersheimer Tongruben« beobachtet. *Salvinia natans* erschien 1989 bei Heiligenstein lediglich in drei Teichen; die Blätter der kümmerlich entwickelten Pflanzen zeigten schon Anfang August eine gelbbraune Verfärbung, wie sie normalerweise kurz vor dem Absterben nach den ersten kalten Nächten im Oktober auftritt. Nach mehreren vergeblichen Suchaktionen in der »Eisbruchlache« entdeckte der Autor Anfang August 1989 — etwa zwei Monate später als gewöhnlich — die ersten jungen *Salvinia*-Pflänzchen.

Die geringe Vegetationsbedeckung im Jahr 1989 durch *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* ist ein weiteres Beispiel für eingeschränkte Vitalität von Hydrophyten infolge ausbleibenden Sommerhochwassers. So entwickelte sich in der »Eisbruchlache« kein lückenloser Wasserlinsenteppich wie ein Jahr zuvor, der im Spätsommer die gesamte Wasserfläche überzog. Die Pflanzen blieben auffallend klein, verfärbten sich schon Ende Juli gelbbraun und begannen massenhaft vorzeitig abzusterben. In »Runkedebunk« und »Berghäuser Altrhein« waren *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* zur selben Zeit zwar optimal entwickelt, die Schwimmdecken aber sehr klein und lückenhaft, auf die Gewässerränder beschränkt. *Lemna minor* und *Lemna trisulca* spielten 1989 bei den »Heiligensteiner Teichen«, im Gegensatz zu den vorausgegangenen Jahren, in der Vegetationsbedeckung der meisten Gewässer eine untergeordnete Rolle.

6. Diskussion

Es wurde versucht, mit Hilfe des Vierfelder-Chiquadrat-Tests und Clusterverfahren ein Modell der Artenbeziehungen für die Klassen Lemnetaea und Potamogetonetaea auf der Grundlage des von PHILIPPI (1969) erhobenen Datenmaterials zu entwickeln, welches die Verhältnisse in der nördlichen Oberrheinebene möglichst objektiv widerspiegelt. Diese Vorgehensweise erlaubt, einen nicht unerheblichen Teil der im Untersuchungsgebiet beobachteten Vergesellschaftungen anhand nachweislich existierender Artenbeziehungen zu interpretieren.

Unter 5.2 wurde bereits darauf hingewiesen, daß die gefundenen Artengruppierungen der Lemnetaea-Arten (Abb. 8a/b) im Gefälle des Gewässer-Nährstoffgehaltes angeordnet werden können. Die auf der Wasseroberfläche treibenden und unter Optimalbedingungen infolge hoher vegetativer Reproduktion zur Bildung dicht schließender Schwimmdecken befähigten Arten *Spirodela polyrhiza*, *Salvinia natans*, *Hydrocharis morsus-ranae* und *Lemna minor* drängen die konkurrenzschwachen submers lebenden Arten *Riccia rhenana*, *Lemna trisulca* und *Utricularia vulgaris* auf nährstoffärmere Standorte ab. Nach GESSNER (1955/59) treffen unter einer *Lemna minor*-Decke nur noch 7 % des einfallenden Tageslichtes ein, eine *Spirodela*-Decke reduziert den Restbetrag sogar auf 5 %. Derart ungünstige Lichtverhältnisse können auf Dauer nur wenige Arten ertragen. Die genügsame *Ricciocarpus natans* vermag sich gegen die Konkurrenzkraft der anspruchsvolleren Lemnetaea-Arten nicht durchzusetzen (s. Abschn 5.2). Nur auf den ersten Blick erscheint die signifikant positive Korrelation zwischen dem auf der Wasseroberfläche schwimmenden *Ricciocarpus natans* und der untergetaucht lebenden *Utricularia vulgaris* widersprüchlich; denn *Ricciocarpus*-Decken sind nach eigenen Beobachtungen selten dicht geschlossen und noch seltener über größere Flächen zusammenhängend ausgebildet, so daß sehr lückenhafte, lichtdurchlässige Teppiche entstehen (vgl. PHILIPPI 1969).

Es wurde zuvor mehrfach erwähnt, daß der inzwischen verschollene Froschbiß (*Hydrocharis morsus-ranae*) früher sowohl auf dem »Berghäuser Altrhein« als auch bei den »Heiligensteiner Teichen« in individuenreichen Beständen vorkam. ELLENBERG (1979) gibt für *Hydrocharis morsus-ranae* eine Stickstoffzahl N 5 an. Dieser Wert ist nach den unter 5.2 beschriebenen Befunden für die in der Oberrheinebene zwischen Mannheim und Straßburg vorliegende Vergesellschaftung von *Hydrocharis* zu niedrig angesetzt. Es sei angemerkt, daß in der 1. Auflage der Zeigerwerte von ELLENBERG (1974) *Hydrocharis* mit N 7 geführt wird. Über das lokale Aussterben der Art können nur Mutmaßungen angestellt werden. Eine naheliegende Begründung wäre die Verdrängung von *Hydrocharis morsus-ranae* durch Ausbreitung von *Ceratophyllum demersum* als Folge der Gewässereutrophierung im Bereich der »Altaue« (vgl. Abschn. 5.2). Denselben Verdrängungseffekt könnte im Überflutungsbereich *Spirodela polyrhiza* bewirkt haben, neben den Auswirkungen der sich damals stetig verschlechternden Rheinwasserqualität als primäre Ursache.

Eine Ziegeleigrube bei Heiligenstein erweckte besonderes Interesse dadurch, daß in manchen Jahren *Ricciocarpus*-Decken, in anderen *Salvinia*-Teppiche die Gewässeroberfläche größtenteils überzogen. Daneben gab es auch Jahre, in denen *Lemna minor* dominierte, und solche, in denen pleustisch lebende Makrophyten mengenmäßig keine Rolle spielten. Da *Salvinia* den nährstoffreicheren und *Ricciocarpus* den nährstoffärmeren Flügel der Wasserlinsen-Gesellschaften besiedelt (vgl. Abschn. 5.2), kann davon ausgegangen werden, daß in ein und demselben Gewässer das Nährstoffangebot erheblichen Schwankungen unterliegt. Ein niedriger Ammonium- und Nitratgehalt ist typisch für die meisten weiherartigen Kleingewässer des Untersuchungsgebietes, sofern sie einen dichten Wasserpflanzenbewuchs besitzen. In den »Heiligensteiner Teichen« sind es vor allem üppig gedeihende *Ceratophyllum demersum*-Bestände sowie häufig auftretende und lange andauernde »Algenblüten«, die den überwiegenden Teil mineralischer Stickstoff- und Phosphorverbindungen festlegen. Diese Verhältnisse ändern sich jedoch grundsätzlich, wenn Rheinhochwasser das obere Grundwasser anhebt (vgl. Abschn. 3.3). Den Teichen, deren Wasserspiegel innerhalb kürzester Zeit im Extremfall um mehrere Dezimeter ansteigen, wird dann vermehrt rückgestautes Haardt-Grundwasser zugeführt, das u. a. erhöhte Nitratgehalte aufweist. Nach eigenen Messungen betrug der Nitratgehalt in Brunnenwasser unweit der »Heiligensteiner Teiche« 10-20 mg/l (Mai 1989). Somit wäre eine Erklärung gefunden, weshalb in wasserreichen Jahren die Mehrzahl der Heiligensteiner Kleingewässer an überreichem Wasserpflanzenwuchs fast zu »ersticken« drohen, während in wasserarmen Jahren die Vitalität der meisten submersen Makrophyten vermindert ist (s. Abschn. 5.2). Die geschilderten Beobachtungen und ihre Deutung lassen sich prinzipiell auf »Goldgrube« und »Eisbruchlache« übertragen, allerdings wird der Nährstoffgehalt dieser Gewässer maßgeblich von Rhein-Grundwasser bzw. -Oberflächenwasser beeinflusst. Der halbquantitativ ermittelte Nitratgehalt von Neu-Rheinwasser lag am 17. 06. 1987 zwischen 5 und 10 mg/l, obwohl der Rhein zu diesem Zeitpunkt Hochwasser führte (Pegel Speyer 721 cm).

Andere, nicht näher untersuchte hydrologisch-hydrochemische Verhältnisse herrschen in den »Mechtersheimer Tongruben«, die mit der angrenzenden jüngsten Kiesgrube des Gebietes in engem Kontakt stehen (s. Abschn. 3.3). Die Wuchsbedingungen für Wasserpflanzen sind hier unabhängig von Wasserstandsschwankungen überaus günstig, vorausgesetzt, extremes Niedrigwasser läßt die Teiche nicht weitgehend austrocknen. Massentwicklungen von *Utricularia australis* sind in der Regel jedes Jahr zu verzeichnen, nicht selten begleitet von *Riccia*-Massenvegetationen. Dagegen wurden in den letzten Jahren größere *Lemna*-Decken vom Verfasser nicht mehr beobachtet. Der neu angelegte Baggersee hat in den Tongruben offensichtlich eine Verbesserung der Wasserqualität bewirkt. Dies ist u. a. auch daran zu erkennen, daß die Bestände von *Ceratophyllum demersum* gegenüber damaligen Verhältnissen stark abgenommen haben.

Im Abschnitt 5.2 wurde auf die gegenseitige signifikante »Meidung« von *Lemna trisulca* und *Spirodela polyrhiza* hingewiesen, die auch im Untersuchungsgebiet erkennbar ist. Die oben erwähnte Beschattung durch *Spirodela polyrhiza* bzw. *Lemna minor* bietet sich als plausible Erklärung dafür an, daß *Lemna trisulca* in der »Berghäuser Rheinaue« vor dem Rheinhauptdeich vom Autor bisher nicht gefunden wurde. Schwieriger erscheint auf den ersten Blick, das Fehlen von *Spirodela* in den »Heiligensteiner Teichen« und den »Mechtersheimer Tongruben« hinreichend zu begründen. Ein zufallsbedingtes Fehlen kann ausgeschlossen werden, da es wesentlich wahrscheinlicher ist, daß *Spirodela polyrhiza*, z. B. durch Wasservögel verschleppt, die meisten oder womöglich alle Gewässer der »Altaue« schon irgendwann einmal erreicht hat. Nicht zusagende Standortbedingungen müssen demnach als Ursache in Frage kommen. *Spirodela* ist zwar in der unmittelbar hinter dem Rheinhauptdeich liegenden »Goldgrube« zu finden, wo auch *Lemna trisulca* vorkommt, erreicht aber keine hohen Deckungswerte. Großflächige *Lemna*-Decken wurden hier hin und wieder beobachtet, jedoch immer ohne nennenswerte Beteiligung von *Spirodela*. Im Untersuchungsgebiet gedeiht *Spirodela polyrhiza* am besten an Standorten, die besonders stark von Neu-Rheinwasser beeinflusst werden. Der unterschiedliche Beeinflussungsgrad durch Rhein-Oberflächenwasser bzw. -Grundwasser zeigt sich besonders anschaulich an den Chlorid-, Nitrit- und Nitratgehalten (Tab. 1 u. 2). Danach ist die »Runkedebunk« aufgrund ihrer rheinnahen Lage eines der am intensivsten durch nährstoffreiches Rheinwasser beeinflussten Gewässer. Es kann daher kein Zufall sein, daß sich gerade hier *Spirodela polyrhiza* zusammen mit *Lemna minor* selbst in wasserarmen Jahren optimal entfaltet.

Wesentlich seltener besteht über Altrhein und »Kanal« indirekter Kontakt zwischen »Eisbruchlache« und Neu-Rhein; und nur wenn die Verbindung längere Zeit anhält (Pegelstand Speyer > 430 cm), d. h. genügend Rhein-Oberflächenwasser in die »Eisbruchlache« einströmt, entwickeln sich ausgedehnte *Spirodela/Lemna*-Decken. Ist die Rheinwasser-Beeinflussung zu gering, zeigen beide Arten die unter 5.2 beschriebenen Anzeichen reduzierter Vitalität.

Gestützt auf die geschilderten Beobachtungsergebnisse und hydrochemischen Befunde ergibt sich die Schlußfolgerung, daß innerhalb einer Vegetationsperiode unter bestimmten hydrologischen Voraussetzungen (s. o.), die gelösten anorganischen Pflanzennährstoffe, vor allem Stickstoff- und Phosphorverbindungen, der meisten weiherartigen Kleingewässer des Gebietes überwiegend in organische Bindungen (Biomasse) übergehen, wodurch zeitweise nährstoffarme bzw. nährstoffärmere Verhältnisse im Wasser vorherrschen können. Insbesondere rein pleustisch lebende Makrophyten reagieren mehr oder weniger fein abgestuft mit verminderter bzw. gesteigerter vegetativer Reproduktion auf die jeweils vorliegenden Nährstoffverhältnisse, da ihnen das Nährstoffangebot des Sediments nicht zusätzlich zur Verfügung steht wie den im Gewässerboden verankerten Arten (vgl. GESSNER 1955/59, ELLENBERG 1986).

Ungleich schwieriger wird es, bei den Laichkrautgesellschaften aufzuklären, welche der durch Rück- und Wechselwirkung vielfältig miteinander verknüpften Hauptfaktoren das Zustandekommen der Artengruppierungen, wie in Abb. 7 und 8a/b dargestellt, im Endeffekt verursachen. Angesichts der unüberblickbaren Fülle beteiligter Faktoren und ihrer kombinierten Wirkungsweise müssen viele Fragen offenbleiben, und darüber hinaus besteht große Gefahr, die Mannigfaltigkeit der Realität zu stark zu vereinfachen und besonders einleuchtende Schlüsse voreilig zu ziehen.

In Tab. 5 sind die Zeigerwerte der Arten nach ELLENBERG (1979) entsprechend den in der k-Clusteranalyse (Abb. 8a) gefundenen drei Gruppen angeführt. Ein Blick auf die Stickstoffzahlen (Tab. 5) läßt erkennen, daß zumindest ein tendenzieller Unterschied zwischen der *Nymphoides/Ceratophyllum*-Gruppe einerseits und der *Myriophyllum spicatum*-Gruppe andererseits zu bestehen scheint. Mit Ausnahme von *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus circinatus* setzt sich die *Myriophyllum spicatum*-Gruppe überwiegend aus relativ konkurrenzschwachen Arten zusammen. *Potamogeton perfoliatus* (N 4) wurde in den artenreichen,weiherartigen Gewässern des Untersuchungsgebietes vom Autor nicht beobachtet. Massenvegetationen von *Najas marina* sind in den kleinen, artenarmen Baggerseen nördlich der »Mechtersheimer Tongruben« zwar regelmäßig festzustellen, sehr selten aber erscheint das Meer-Nixenkraut (*Najas marina*) in den wasserpflanzenreichen Gewässern vom »Weiher-Typ«. Hier fehlt die Art mit zwei Ausnahmen: der »Eisbruchlache« und den Tongruben bei Mechtersheim. Nur ausnahmsweise treten Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*) in den flachen, artenreichen Kleingewässern der »Berghäuser Rheinaue« mengenmäßig stärker hervor. Bei dem im Untersuchungsgebiet inzwischen gänzlich verschwundenen Schwimmenden Laichkraut (*Potamogeton natans*) handelt es sich ebenfalls um eine konkurrenzschwache Art, worauf die Temperaturzahl T 4 hinweist. *Potamogeton pectinatus* und *Ranunculus circinatus* haben mit den übrigen Arten der *Myriophyllum*-Gruppe gemeinsam, daß sie sich in jungen Kiesgruben rasch einstellen und jedenfalls im Anfangsstadium der Wiederbesiedlung oft größere Bestände aufbauen (vgl. PHILIPPI 1969 u. 1978). Sie kennzeichnen den nährstoffreichen Flügel der *Myriophyllum spicatum*-Gruppe.

Die *Hippuris*-Gruppe des Artenkorrelationsdiagramms (Abb. 7) zerfällt bei der Clusteranalyse (Abb. 8a/b) in die oben erwähnte *Ceratophyllum*- und *Nymphoides*-Gruppe (s. Abschn. 5.2). *Polygonum amphibium* f. *aquaticum* sowie die licht- und wärmebedürftigen Arten *Nymphoides peltata* und *Trapa natans* besiedeln bevorzugt Flachwasserbereiche, die nicht selten völlig trockenfallen und von *Nuphar* und *Nymphaea* gemieden werden. So erklärt sich die isolierte Stellung dieser drei Schwimmblattpflanzenarten zum einen dadurch, daß sie in der Lage sind, einen für die Mehrzahl aquatischer Makrophyten extrem ungünstigen Lebensraum zu besiedeln, und zum anderen durch die konkurrierende Arten bedrängende Schattenwirkung ihrer Schwimmblätter. Dennoch gelingt

es *Hippuris vulgaris*, *Najas marina* und *Ceratophyllum demersum* überzufällig häufig, in die *Nymphoides*-Gruppe einzudringen, wie die positiven Korrelationen in Abb. 7 zeigen. Nach PHILIPPI (1969) sind die natürlichen Wuchsorte von *Nymphoides peltata* an Standorten zu suchen, wo auch *Polygonum amphibium* f. *aquaticum* vorkommt. *Nymphoides* bevorzugt im Vergleich mit *Trapa* die geringere Wassertiefe (GÖRS in OBERDORFER 1977).

Die starke soziologische Bindung (Abb. 7) der vollständig untergetaucht lebenden Arten *Hippuris vulgaris*, *Myriophyllum verticillatum* und *Ceratophyllum demersum* gegenüber den Schwimmblattarten *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* setzt eine gewisse Schattenverträglichkeit voraus. Sie ist von *Ceratophyllum demersum* bekannt (nach SCHÖBER 1960 aus OBERDORFER 1977) und dürfte ebenfalls für *Hippuris vulgaris* und *Myriophyllum verticillatum* zutreffen.

Innerhalb der *Ceratophyllum*-Gruppe weist *Hippuris* die mit Abstand niedrigste Stickstoffzahl auf. Betrachtet man die Stellung von *Hippuris vulgaris* im Artenkorrelationsdiagramm (Abb. 7) und in der Clusteranalyse (Abb. 8a/b), wird deutlich, daß das ökologische Verhalten von *Hippuris* und der Zeigerwert N 5 nicht miteinander in Einklang zu bringen sind. Vermutlich liegen in der Oberrheinebene zwischen Mannheim und Straßburg andere soziologische Verhältnisse vor. Es sei aber angemerkt, daß die Ziffer der Stickstoffzahl von *Hippuris vulgaris* in ELLENBERG (1979) kursiv gedruckt und damit als unsichere Angabe gekennzeichnet ist. Die optimalen Wuchsorte des zur Bildung einer Landform befähigten Tannenwedels (*Hippuris vulgaris*) befinden sich im Untersuchungsgebiet an Stellen über humusreichen Lehmböden, die regelmäßig längere Zeit trockenliegen.

Es sei nochmals betont, daß die Vielzahl der miteinander vernetzten ökologischen Faktoren und das geringe verfügbare Wissen über derartige Zusammenhänge, detaillierte Aussagen über die Ursachen des Zustandekommens der im »Modell« vorgestellten abstrakten Artengruppierungen nicht zulassen, von den real existierenden Artenkombinationen ganz zu schweigen. Besonders schwer durchschaubar ist der Faktorenkomplex Wasserverschmutzung, der auf sehr verschiedene Weise in die Konkurrenzverhältnisse bei Wasserpflanzen eingreifen kann (vgl. KOHLER 1971 u. 1978). Eine Abhängigkeit zwischen Artenverbreitungsmustern und chemischen Belastungsparametern wiesen KOHLER, BRINKMEIER & VOLLRATH (1974) für die Fließgewässer der Friedberger Au nach.

Die Rheinwasserverschmutzung, die zwischen 1950 und 1975 ständig und drastisch zunahm (BICK et al. 1984), hatte Mitte der 1960er Jahre — aus diesem Zeitraum stammen die meisten Vegetationsaufnahmen von PHILIPPI (1969) — in vielen Wasserpflanzenbiotopen schon längst eine Verschiebung des natürlichen Artenspektrums bewirkt. Insbesondere die hohe Belastung des Rheinwassers durch anorganische Stickstoff- und Phosphorverbindungen förderte die Ausbreitung von Arten mit hohen Nährstoffansprüchen (z. B. *Trapa natans*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton lucens*). Die einstmaligen Massenvorkommen von *Trapa natans* in der »Runkedebunk« (s. Abschn. 5.1) und nicht zuletzt

die zur damaligen Zeit üppig entwickelten *Nymphoides*- und *Ranunculus circinatus*-Bestände im Südteil des »Berghäuser Altrheins« bzw. im Bereich der heutigen Zufahrt des »Kanals« (Abb. 3 u. 4) zeugen von den Auswirkungen hoher Nährstoffkonzentrationen im Rheinwasser. Teichbinsen- (*Scirpus lacustris*) und Schilf- (*Phragmites australis*) Bestände profitierten ebenfalls von der hohen Nährstoffracht des Rheins. Das zwischen »Schäferweiher« und Rheinhauptdeich liegende Teilstück des »Berghäuser Altrheins« besaß früher einen dichten Schilfbewuchs, der beiderseits fast bis zur Gewässermitte reichte. Ausgedehnte Bestände von Schilf und Teichbinsen befanden sich außerdem auf den Schlickflächen südlich vom Mündungsbereich des »Schäferweiher«. Die »Eisbruchlache« war in ihrem stark verlandeten, nordwestlichen Abschnitt vollständig mit Schilf bewachsen (HENNINGS persönl. Mitt.), und nach STAUDINGER (1990) erstreckte sich einst auch am Nordrand der »Insel Horn« ein dichter Schilfbestand.

Sehr wahrscheinlich schon gegen Mitte der 1960er Jahre entzog die zunehmende Abwasserlast des Rheins vielen Sumpf- und Wasserpflanzen die Lebensmöglichkeiten. Hinzu kamen die bis zur Inbetriebnahme der Römerberger Kläranlage stetig angestiegenen Abwassermengen aus Berghausen (SCHMIDT & HENNINGS 1972), die bis Ende der 1970er Jahre durch eine betonierte Abflußöffnung (s. Abb. 1) ungereinigt in den Altrhein eingeleitet wurden. So steht die heutige Wasserpflanzenverödung von »Berghäuser Altrhein« und »Runkedebunk« ursächlich in Zusammenhang mit überhöhten Konzentrationen lebensfeindlicher Stoffe, die nach wie vor im Rheinwasser enthalten sind (vgl. KINZELBACH 1976). Es ist unübersehbar, daß die Wasserpflanzenbiotope des Gebietes um so stärker verarmt sind, je intensiver sie von Rheinwasser beeinflußt werden. Die mit dem Neuen Rhein in ständiger Verbindung stehenden Baggerseen machen diesbezüglich keine Ausnahme.

Die »Entenlache« würde sicherlich auch heute noch eine artenreiche emerse und submerse Vegetation besitzen, wenn sie nicht durch eine mißglückte Entschlammungsmaßnahme in einen Baggersee umgewandelt worden wäre. Der ursprünglich wohlgemeinte landespflegerische Eingriff sollte die stark vorangeschrittene Verlandung rückgängig machen (HENNINGS persönl. Mitt.). Stattdessen entstand eine Kiesgrube mit extremer Wassertiefe und steilen Abbruchkanten. An das Aufkommen einer mit früheren Verhältnissen vergleichbaren Sumpf- und Wasserpflanzenbesiedlung ist heute nicht mehr zu denken, zumal die Beeinflussung durch Rheinwasser über den Grundwasserkörper des Gewässers beträchtlich sein dürfte.

Tab. 4 gibt einen Überblick über die Bestandstrends einiger Wasserpflanzenarten der »Berghäuser Rheinaue«, sofern dies, gestützt auf persönliche Mitteilungen und unveröffentlichte Fundortnotizen von HENNINGS, möglich war. Diese bei weitem nicht vollständige Liste und die dazugehörigen Fundortkarten (Abb. 2 bis 4) veranschaulichen deutlich, daß im Bereich der »rezenten« Aue ein Arten- und Bestandsrückgang submerser Makrophyten exzessiven Ausmaßes stattgefunden hat. Zwar wurden im Überflutungs-

bereich zwischen 1985 und 1989 immerhin 23 Arten der Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften festgestellt, doch waren davon lediglich die Vorkommen von sechs Arten nicht ausschließlich auf die »Eisbruchlache« beschränkt. Während alle übrigen limnischen Biotope im Überschwemmungsbereich des Gebietes nur noch ökologische »Ruinen« darstellen, konnte die »Eisbruchlache« ihren Artenreichtum bis heute bewahren. Es stellt sich natürlich sogleich die Frage: Welche Faktoren verhindern die Wasserpflanzenverödung in diesem Gewässer?

Das südöstliche Ende der »Eisbruchlache« liegt wie das der »Runkedebunk« nur ca. 300 m vom kanalisierten Rhein entfernt. Die »Eisbruchlache« wird erst bei Rheinpegelständen, die 600 cm (Speyer) überschreiten, ohne Umweg über »Berghäuser Altrhein« und »Kanal« von einströmendem Rhein-Oberflächenwasser beeinflusst. In die »Runkedebunk« strömt bereits bei Pegel Speyer ca. 380 cm Rhein-Oberflächenwasser ein. Das bei einem Pegelstand von etwa 430 cm (Speyer) aus nordwestlicher Richtung der »Eisbruchlache« zufließende Rhein-Oberflächenwasser vermischt sich zuvor mit dem weniger stark belasteten »Kanal- und Altrhein-Oberflächenwasser, wofür die als »biologische Selbstreinigung« bezeichneten Vorgänge verantwortlich sind. Das biologische Selbstreinigungsvermögen von Altrhein und »Kanal« sollte jedoch nicht überschätzt werden; denn zahlreiche im Rheinwasser enthaltene Stoffe sind schwer abbaubar oder können durch biologische Vorgänge nicht unschädlich gemacht werden (z. B. Schwermetalle, chlorierte Kohlenwasserstoffe). Darüber hinaus verfügen die ständig bzw. häufig mit Rheinwasser in Kontakt stehenden Gewässer nur über ein vermindertes Regenerationspotential. Die Qualität und Leistungsfähigkeit der Reduzenten-Gesellschaften (Bakterien und Pilze) dürfte je nach Zusammensetzung und Konzentration der Abwasserlast (Anwesenheit entwicklungshemmender Stoffe) erheblichen Schwankungen unterworfen sein. Höhere Wasserpflanzen sind kaum vorhanden oder fehlen völlig, womit ein wesentlicher Träger biologischer Wasserverbesserung ausfällt. So ist höchstwahrscheinlich in erster Linie der hohe Verdünnungsgrad des in die »Eisbruchlache« einströmenden Rheinwassers ausschlaggebend dafür, daß — vom Schilfbewuchs abgesehen (s. o.) — keine erkennbare Schädigung des Wasserpflanzenbiotops erfolgt. Hinzu kommen das gesteigerte Selbstreinigungsvermögen eines weitgehend ökologisch intakten limnischen Lebensraumes und eine mehrere Dezimeter mächtige wasserhaltende Schicht aus Rheinschlick, die den Gewässerboden bildet (vgl. Abschn. 3.3). Der Untergrund aus tonigem Lehm verlangsamt nicht nur den unterirdischen Abfluß bei niedrigen Rheinwasserständen, sondern verzögert auch das Eindringen von verunreinigtem Rheingrundwasser bei steigendem Pegel, wobei anlagungsfähige Stoffe zurückgehalten werden (Filterwirkung).

Das Beispiel der »Eisbruchlache« zeigt, daß im Überflutungsbereich der Aue trotz schlechter Rheinwasserqualität unter bestimmten hydrologischen und edaphischen Bedingungen artenreiche Wasserpflanzengemeinschaften dennoch existieren können. Diese erfreuliche Tatsache ermutigt, Überlegungen darüber anzustellen, inwieweit durch Rhein-

wasser verödete Gewässer bzw. Gewässerteilbereiche renaturierungsfähig sind und welche Sanierungsmaßnahmen hierfür gegebenenfalls in Betracht kommen.

Die Wiederherstellung eines vielgestaltigen, artenreichen Feuchtbiotops erscheint im Bereich des weiherartigen Altrheinbogens mit verhältnismäßig geringem Aufwand an technischen und finanziellen Mitteln möglich. SCHMIDT & HENNINGS (1972) schlugen vor, diesen Abschnitt des Altrheins durch Schlick-Anschüttungen an bestimmten Stellen in eine Kette langgestreckter Stillgewässer umzugestalten. Dieser Sanierungsvorschlag wird erneut aufgegriffen und in modifizierter Form weiter verfolgt.

Durch eine geeignete Abdämmung soll erreicht werden, daß Rheinwasser erst bei höherem Verdünnungsgrad in den besagten Altrheinabschnitt einströmt. Nur betonierte Zuflußöffnungen können der zeitweilig sehr starken Durchströmung des schmalen Altrheinarms standhalten und eine wirksame und dauerhafte Abdämmung gewährleisten. Hierbei sind landschaftsästhetische Bedenken der Funktionalität dieser Bauwerke unterzuordnen. Eines der Bauwerke wäre unmittelbar oberhalb der Mündung des »Schäferweiher« zu errichten, das andere zwischen dem Zuflußgraben der »Eisbruchlache« und der Einmündung des Altrheins in den »Kanal« (Abb. 1). Die Zuflußöffnungen sollten mindestens 100 cm über der Mittelwasserlinie (Pegel Speyer in der Periode 1985 bis 1989: 375 cm) liegen. Das reichhaltige Arteninventar der »Eisbruchlache« würde nach Durchführung oben genannter Maßnahmen eine rasche Wiederbesiedlung des neu geschaffenen Gewässers garantieren. Ein weiterer positiver Effekt ginge von der ausgeglicheneren Wasserbilanz eines abgedämmten Altrheinbogens aus, dessen Wasserstand nun weniger stark und zeitlich verzögert mit dem Flußwasserspiegel schwankt. Während Niedrigwasserperioden des Rheins verlangsamen die wasserhaltenden Schlickablagerungen unter der Altrheinsohle den unterirdischen Abfluß. Nicht mehr so häufig wie bisher würden größere Teilbereiche des Altrheins vollständig austrocknen.

Eine teilweise Verfüllung der »Entenlache« (vgl. SCHMIDT & HENNINGS 1972) könnte diesen kahlen Baggersee wieder in eine ökologisch wertvolle Flachwasserzone zurückverwandeln. Der zur Zeit beim Abbau der Sande und Kiese im unterstromigen Abschnitt des Altrheins in ungeheuren Mengen als Abraummateriale anfallende Rheinschlick wäre hierfür hervorragend geeignet.

Als Sanierungsmaßnahme für die »Runkedebunk« käme eine Höherlegung der Zuflußöffnung (Ausnutzung des Rheinwasser-Verdünnungseffektes) an ihrem südöstlichen Ende in Frage. Dadurch ließe sich die Artenzahl makrophytischer Wasserpflanzen sicherlich steigern. Das anzustrebende Ziel, die Wiederherstellung eines mit früheren Verhältnissen vergleichbaren Artenreichtums, ist jedoch aufgrund der rheinnahen Lage (Rheinwasserqualität) gegenwärtig nicht zu verwirklichen.

Mit den angeregten Maßnahmen sind die lokalen Sanierungsmöglichkeiten zur kurzfristigen Wiederherstellung ökologisch intakter Wasserpflanzenbiotope im Überschwemmungsbereich der »Berghäuser Rheinaue« ausgeschöpft. Die Besiedlung von »Schäfer-

weiher«, »Kanal« und des seenartigen Altrheinbeckens durch höhere Wasserpflanzenarten kann nur langfristig über eine Verbesserung der Rheinwasserqualität erreicht werden.

Es sei nachdrücklich betont, daß die Zerstörung von Wasserpflanzenbiotopen im Überflutungsbereich der Aue nicht ausschließlich zu Lasten der Wasserverschmutzung geht. Kiesbaggerungen entlang des Inseldeichs haben zu einem ganz erheblichen Teil ebenfalls dazu beigetragen (vgl. SCHMIDT & HENNINGS 1972, GLASS 1985/86, SCHMIDT 1990). Im Bereich des »Kanals« wurden auf diese Weise zahlreiche temporäre Kleingewässer, Schilfzonen und Feuchtwiesen sowie ein größeres weiherartiges Gewässer, die sog. »Jakobschlache«, vernichtet (HENNINGS persönl. Mitt.).

Weitaus günstigere Lebensbedingungen für makrophytische Wasserpflanzen herrschen in der »Altaue« des Gebietes. Dies ist schon allein daraus ersichtlich, daß die Artenzahl binnendeichs um zehn Arten höher liegt als außerhalb der Hochwasserschutzdämme. Mit Ausnahme der »Goldgrube« sind alle übrigen Gewässer landseits der Deiche sekundär entstanden, d. h. zumeist Ton- bzw. Kiesgruben und erst wenige Jahre bis Jahrzehnte alt (vgl. Abschn. 3.3). Das in lebhafter Neubesiedlung befindliche jüngste Gewässer, der mit großem Aufwand renaturierte Baggersee bei den »Mechtersheimer Tongruben«, fällt durch seine hohe Artendiversität auf. Zahlreiche Wasserpflanzenarten sind aus den erhalten gebliebenen Tongruben eingewandert bzw. aus der näheren Umgebung eingeschleppt worden (z. B. Wasservogelverbreitung); das Vorkommen der einen oder anderen Art geht sicherlich auch auf Anpflanzungen zurück (vgl. Abschn. 5.1). Die älteren kleinen Baggerseen nördlich der »Mechtersheimer Tongruben« beherbergen nur wenige höhere Wasserpflanzenarten. Folgende Arten treten hier in individuenreichen Beständen auf: *Najas marina*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton lucens*; mengenmäßig schwach entwickelt sind dagegen die Bestände von *P. pectinatus* und *P. perfoliatus*. Zwar liegen keine Belege aus den 1960er Jahren vor, als diese Gewässer angelegt wurden, doch kann angenommen werden, daß die Artenzahl damals über der heutigen lag. Nährstoffanreicherung (Eutrophierung) bewirkt auf Dauer, daß Arten mit hohen Nährstoffansprüchen zur Dominanz gelangen, gleichzeitig gehen weniger anspruchsvolle Arten zurück und können schließlich ganz verschwinden. So ist das Erlöschen der Bestände von *Hottonia palustris* und *Nuphar lutea* sowie der Rückgang von *Nymphaea alba* bei den »Heiligensteiner Teichen« (s. Abschn. 5.1), auf den mittlerweile sehr hohen Trophiegrad zurückzuführen. Derzeit dominieren in den meisten Teichen *Ceratophyllum demersum*-Gesellschaften (s. o.), die größtenteils aus dem Myriophyllo-Nupharetum hervorgegangen sein dürften, wo diese Art mit hoher Stetigkeit vorkommt (s. Abb. 9). *Trapa natans* und *Hydrocharis morsus-ranae* konnten der Konkurrenzkraft von *Ceratophyllum demersum* vermutlich ebenfalls nicht standhalten und verschwanden. Der Nährstoffeintrag erfolgt hauptsächlich über das stark belastete obere Grundwasserstockwerk des ostwärts fließenden Haardt-Grundwassers (vgl. Abschn. 3.3) sowie über Einschwemmungen von Düngemitteln aus den an die Gewässer angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen. Die

fruchtbaren Auenlehm Böden der Talaue und die Lössböden, die den Schottern der Niederterrasse aufgelagert sind, werden intensiv landwirtschaftlich genutzt.

Innerhalb weniger Jahrzehnte haben die kleinen, flachen Ziegeleigruben bei Heiligenstein das heutige hohe Trophiestadium erlangt und ihre frühere Artenvielfalt eingebüßt, zugunsten einiger weniger konkurrenzstarker Arten wie *Ceratophyllum demersum* und *Potamogeton lucens*. Die geringe Wassertiefe bedingt ausreichende Durchlichtung und volle Durchtemperierung des Wasserkörpers in den Sommermonaten, weshalb weiherartige Gewässer und flache Seen enorm beschleunigt eutrophieren. Tiefe, seenartige Gewässer, in denen sich eine stabile Temperaturschichtung ausbildet, sind in der Lage, bis zu einem gewissen Grad ihren Gesamtphosphat-Haushalt selbst zu regulieren. Sie besitzen ein Pufferungsvermögen, das erst bei fortdauernder Phosphatzufuhr unwirksam wird. Diese Tatsache ist sehr bedeutsam, da in der Regel das Phosphat als Minimumfaktor das Wachstum der Primärproduzenten begrenzt. Größe und Tiefe des Wasserkörpers sind auch bei Baggerseen die entscheidenden Faktoren zur Erhaltung der Wasserqualität. D. h. je größer die Wassertiefe, um so stabiler ist die Temperaturschichtung und damit die Belastbarkeit des Baggersees (vgl. DINGETHAL et al. 1985, GESSNER 1955/59, SCHWOERBEL 1987).

Unter diesem Gesichtspunkt wären Baggertiefen von mehr als 10 Meter, wie sie im Rheingebiet den Regelfall darstellen, zu begrüßen. Der tiefste und damit größte Teilbereich eines Baggersees besteht dann allerdings aus freier Wasserfläche, während sich Flachwasserzonen auf schmale Uferstreifen beschränken. Der gesamtökologische Wert eines solchen Baggersees ist besonders im Hinblick auf die ökologisch-ornithologischen Funktionen vermindert. Viele gefährdete Wasservogelarten benötigen als Brut-, Rast- und Nahrungsplätze wasserpflanzenreiche, flache Uferzonen und deckungsbietenden Schilfbewuchs. Deren Flächenanteile sind nicht nur im Bereich der »Berghäuser Rheinaue« beträchtlich zusammengeschrumpft (s. o.), sondern auch überregional in der gesamten Flußaue stark rückläufig. Die negativen Auswirkungen auf die Wasservogelbestände, z. B. der drastische Rückgang von Gründelenten, ist bei GLASS (1985/86) für das Untersuchungsgebiet belegt.

Die Forderung, aus Gründen des Naturschutzes umfangreiche Flachwasserzonen anzulegen, schränkt die Wirtschaftlichkeit der Materialentnahme ein und steht im Widerspruch zur Vorschrift, die Lagerstättenvorräte an Kies und Sand als endliche Güter möglichst vollständig zu nutzen (DINGETHAL et al. 1985). So stellt der mehr als 10 Meter tiefe Baggersee bei den »Mechtersheimer Tongruben« zwar einen sehr wertvollen Wasserpflanzenbiotop dar, sein ökologischer Gesamtwert ist jedoch herabgesetzt, weil aufgrund des Tiefenprofils Flachwasserbereiche nur kleinflächig realisiert werden konnten.

Betrachtet man Baggerseen allein unter dem Blickwinkel der Eignung als Ausweichstandorte für Sumpf- und Wasserpflanzen, zeigt sich, daß ein vollwertiger Ersatz für zerstörte Altrheine bzw. Tongruben nicht besteht. Arten der Wasserlinsen- und Schwimm-

blatt-Gesellschaften sind in Baggerseen weit unterrepräsentiert oder fehlen ganz (z. B. *Salvinia natans*, *Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea*, *Trapa natans*). *Sagittaria sagittifolia*, *Sium latifolium* und viele anderen Arten sind in Röhrlichtzonen von Sand- und Kiesgruben sehr selten oder überhaupt nicht zu beobachten (vgl. PHILIPPI 1978).

Für das rund 21.000 ha große Landschaftsschutzgebiet »Pfälzische Rheinauen« gilt seit dem 28. Februar 1989 eine neue Rechtsverordnung, die die Qualität des gesetzlichen Schutzes erheblich aufwertet. Dennoch schreitet die Zerstörung der Restbiotope, diktiert von einseitig wirtschaftlichen Erwägungen, scheinbar unaufhaltsam fort. Die älteren Rechte der Kiesfirmen werden von den Verordnungen nicht berührt. Entgegen allen Schutzbestimmungen zerstört zur Zeit ein Kiesbagger die große Schlickbank im nordöstlichen Abschnitt des »Berghäuser Altrheins«, um den darunter liegenden Kies und Sand auszuräumen. Damit verliert die »Berghäuser Rheinaue« ihre Funktion als einer der bedeutendsten Rastplätze für Limikolen in der Pfalz.

Seit einiger Zeit ist im Gespräch, den Verkehrslandeplatz Speyer, der nur wenige hundert Meter nördlich vom Untersuchungsgebiet entfernt liegt, als Regionalflughafen auszubauen. Start- und Anflugschneise führen in geringer Höhe über den seenartigen Altrheinabschnitt, der von vielen Wasservogelarten besonders im Winter und während des Frühjahrs- und Herbstzuges als Rast- und Ruheplatz aufgesucht wird. Ein Ausbau hätte ein verstärktes Flugaufkommen mit wesentlich größeren Flugzeugen zur Folge. Die vogelverscheuchenden Auswirkungen eines intensiven Flugbetriebes würden dem ökologisch-ornithologischen Restpotential der Rheinaue allergrößten Schaden zufügen.

Im Zuge des Ausbaus von Retentionsflächen ist geplant, das seit dem Rheindurchstich bei Rheinhausen durch Dämme vor Überschwemmung geschützte Gelände der »Insel Flotzgrün« als Taschenpolder zu verwenden und bei Hochwasser gezielt zu überfluten. Sollte das Vorhaben verwirklicht werden, würde eine Fläche unter Wasser gesetzt, deren Vegetation auf Überflutung nicht mehr eingestellt ist (vgl. SCHMIDT 1990).

Obleich inzwischen viele Schäden nicht mehr reversibel sind, besteht gegenwärtig noch die Chance — aufbauend auf dem biologischen »Restgefüge« —, durch geeignete Sanierungsmaßnahmen die »Berghäuser Rheinaue« zu dem zu machen, was sie eigentlich im Sinne eines effektiven Natur- und Landschaftsschutzes immer schon sein sollte: Genreservoir, Regenerationsraum, Rückzugsgebiet und Wiederausbreitungszentrum von gefährdeten Tier- und Pflanzenarten. Die Wiederherstellung artenreicher Wasserpflanzenbiotope im Bereich des »Berghäuser Altrheins« könnte als wesentlicher Bestandteil eines weiten Spektrums von Maßnahmen (vgl. GLASS 1985/86) ein positives Zeichen setzen und den Anstoß geben, auch andere durch Rheinwasser biologisch verarmte Gewässer in ähnlicher Weise zu regenerieren.

7. Zusammenfassung

Die »Berghäuser Rheinaue« ist hochgradig anthropogen belastet, Flora und Fauna bedürfen dringend des wirksamen Schutzes. Im Mittelpunkt der hydrologisch-hydrochemischen Untersuchungen stehen vier weiherartige Gewässer, die sich eignen, die teilweise schwer durchschaubaren hydrologischen Verhältnisse im Gebiet zu beschreiben. Sie wurden von Anfang November 1987 bis Mitte Oktober 1988 in mehr oder weniger regelmäßigen Abständen hydrochemisch untersucht. Die Intensität der Beeinflussung durch Grund- und Oberflächenwasser des Rheinstroms wird am Beispiel der wichtigsten Wasserkennzahlen aufgezeigt. Darüber hinaus geben die hydrochemischen Daten Aufschluß über den Trophiegrad der Gewässer. Die untersuchten Wasserpflanzengemeinschaften der »Berghäuser Rheinaue« wurden nach der von OBERDORFER für Süddeutschland erarbeiteten pflanzensoziologischen Systematik charakterisiert. Sie basiert auf der zur Gliederung und Ordnung der Vegetation entwickelten subjektiven Methode von BRAUN-BLANQUET (Tabellenarbeit). Die auf diese Weise gewonnenen Ergebnisse wurden mit Hilfe objektiver Verfahren auf der Grundlage mathematischer Berechnungen (britisch-amerikanische Methoden) überprüft. Hierzu mußte aus verschiedenen Gründen auf umfangreicheres, älteres Datenmaterial von PHILIPPI zurückgegriffen werden, der die Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften zwischen Mannheim und Straßburg in den 1960er Jahren untersucht hat. Das so entwickelte »objektive Modell« aus nachweislich existierenden Artenbeziehungen wurde herangezogen, um die in der »Berghäuser Rheinaue« beobachteten Vergesellschaftungen ihrer ökologischen Relevanz entsprechend zu interpretieren. Unveröffentlichte Beobachtungsnotizen und persönliche Mitteilungen von HENNINGS ermöglichen einen Vergleich der gegenwärtigen Wasserpflanzenbesiedlung mit früheren Verhältnissen. Im Bereich der »rezenten« Aue hat ein Arten- und Bestandsrückgang submerser Makrophyten exzessiven Ausmaßes stattgefunden. Es ist unübersehbar, daß die Wasserpflanzenbiotope um so stärker verarmt sind, je intensiver sie von Rheinwasser beeinflußt werden. Während alle übrigen limnischen Lebensräume im Überflutungsbereich der »Berghäuser Rheinaue« nur noch ökologische »Ruinen« darstellen, konnte die »Eisbruchlache« ihren Artenreichtum bis heute bewahren. Ausschlaggebend hierfür ist in erster Linie, daß Rheinwasser erst bei relativ hohem Verdünnungsgrad in das Gewässer einströmt. Unter bestimmten hydrologischen und edaphischen Bedingungen können im Überschwemmungsbereich der Aue trotz schlechter Rheinwasserqualität artenreiche Wasserpflanzengemeinschaften existieren. Daher wurden Überlegungen angestellt, inwieweit durch Rheinwasser verödete Gewässer des Untersuchungsgebietes renaturierungsfähig sind und welche Sanierungsmaßnahmen gegebenenfalls in Betracht kommen.

Wesentlich günstigere Lebensbedingungen für aquatische Makrophyten herrschen in den hinter den Hochwasserschutzdämmen liegenden Gewässern. Der mit großem Aufwand renaturierte Baggersee bei den »Mechtersheimer Tongruben« hat sich zu einem

wertvollen Wasserpflanzenbiotop entwickelt. Dennoch ist sein ökologischer Gesamtwert vermindert, da Flachwasserbereiche aufgrund des Tiefenprofils nur kleinflächig realisiert werden konnten. Innerhalb weniger Jahrzehnte haben die kleinen, flachen Ziegeleigruben bei Heiligenstein das heutige hohe Trophiestadium erreicht und ihre ursprüngliche Artenvielfalt zugunsten einiger weniger konkurrenzstarker Arten eingebüßt. Neben zahlreichen anderen Auswirkungen menschlicher Nutzung wurde die »Berghäuser Rheinaue« vor allem durch Wasserverschmutzung und Auskiesung sehr zu ihrem Nachteil verändert. Seit vielen Jahren appelliert sowohl der private als auch amtliche Naturschutz an die politisch Verantwortlichen, den Konflikt zwischen Nutzungsansprüchen und Naturschutz endlich zugunsten der Natur zu lösen, ohne daß etwas wirklich Durchschlagendes geschehen ist. Immer deutlicher zeichnet sich ab, daß es nicht gelingen wird, das ökologische »Restgefüge« der untersuchten Rheinaue zu erhalten.

Literatur

- BICK, H., HANSMEYER, K. H., OLSCHOWY, G. & P. SCHMOOCK (1984): Angewandte Ökologie, Mensch und Umwelt I und II. — 531/552 S., Stuttgart und New York.
- BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & H. SUKOPP (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. — 4. Aufl., 270 S., Greven.
- BOEGNER, G. (1985): Der alte Rhein. — 108 S., Speyer.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. — 3. Aufl., 865 S., Wien. (1. Aufl., 1928, 2. Aufl. 1951).
- DEICHSEL, G. & H. J. TRAMPISCH (1985): Clusteranalyse und Diskriminanzanalyse. — 135 S., Stuttgart.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1953): Klima-Atlas von Baden-Württemberg. — Bad Kissingen.
- DINGETHAL, F. J., JÜRGING, P., KAULE, G. & W. WEINZIERL (1985): Kiesgrube und Landschaft. — 2. Aufl., 285 S., Hamburg und Berlin.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. — 2. Aufl., Scripta Geobotanica 9, 122 S., Göttingen. (1. Aufl. 1974).
- (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. — 4. Aufl., 989 S., Stuttgart.
- GESSNER, F. (1955/59): Hydrobotanik I und II. — 517/701 S., Berlin.
- GLASS, B. (1985/86): Die Entwicklung der Vogelbestände des Landschafts- und Naturschutzgebietes »Berghäuser Rheinaue« bei Speyer in den Jahren zwischen 1957 und 1983. — Mitteilungen der Pollichia 73: 265-288. Bad Dürkheim/Pfalz.
- (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.
- ILLIES, H. (1972): Der Oberrhein. Modell eines Prinzips von Bau und Bewegung der Erde. — *Fridericiana* **9**: 17-32. Karlsruhe.
- JAEGER, P. & R. CARBIENER (1956): Les Azollas du confluent de l' Ill. — *Bulletin Association Philomatique d' Alsace et de Lorraine* **9** (4): 183-190. Strasbourg.
- JANETSCHEK, H. (Hrsg.) (1982): Ökologische Feldmethoden. — 175 S., Stuttgart.
- JUNGBLUTH, J. H., NIEHUIS, M. & L. SIMON (1987): Die Naturschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. — *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beih.* **8**. 323 S., Mainz.
- KINZELBACH, R. (1976): Das Naturschutzgebiet »Hördter Rheinaue« bei Gernersheim. Einführung in Ökographie, Ökologie, Pflege und Ausbau. — *Mitteilungen der Pollichia* **64**: 5-62. Bad Dürkheim/Pfalz.
- KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. — *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* **84** (11): 713-720. Stuttgart.
- (1978): Wasserpflanzen als Bioindikatoren. — Beihefte zu den Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg **11**: 251-257. Karlsruhe.
- KOHLER, A., BRINKMEIER, R. & H. VOLLRATH (1974): Verbreitung und Indikatorwert submerser Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. — *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* **45**: 5-36. München.
- KORNECK, D., LANG, W. & H. REICHERT (1988): Rote Liste der in Rheinland-Pfalz ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (3. Auflage, Stand 31. 12. 1985). — Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Gesundheit. 43 S., Mainz.
- KREEB, K.-H. (1983): Vegetationskunde. — 331 S., Stuttgart.
- LING, R. F. (1972): On the Theory and Construction of k-Cluster. — *Computer Journal* **15**: 326-332. Cambridge.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. — 2. Aufl., 430 S., Heidelberg. (1. Auflage 1976).
- MÜLLER, M. H. (1972): Geoökologische Untersuchungen in der Hördter Rheinaue unter besonderer Berücksichtigung bodenkundlicher Ergebnisse. — *Mitteilungen der Pollichia (III)* **19**: 39-58. Bad Dürkheim/Pfalz.
- MUSALL, H. (1969): Die Entwicklung der Kulturlandschaft der Rheinniederung zwischen Karlsruhe und Speyer vom Ende des 16. bis zum Ende des 19. Jahrhunderts. — *Heidelberger Geographische Arbeiten* **22**: 1-279. Heidelberg.
- OBERDORFER, E. (Hrsg.) (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. — 2. Aufl., Teil I. 311 S., Stuttgart u. New York.
- PASSARGE, H. (1982): Hydrophyten-Vegetationsaufnahmen. — *Tuexenia* **2**: 13-21. Göttingen.

- PHILIPPI, G. (1969): Laichkraut- und Wasserlinsengesellschaften des Oberrheingebietes zwischen Straßburg und Mannheim. — *Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* **37**: 102-172. Karlsruhe.
- (1978): Veränderungen der Wasser- und Uferflora im badischen Oberrheingebiet. — *Veröffentlichungen der Landesstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* **11**: 99-134. Karlsruhe.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht. — *Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. — Abhandlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde* **42**. 156 S., Münster.
- POTT, R. & R. WITTIG (1985): Die Lemnetae-Gesellschaften niederrheinischer Gewässer und deren Veränderung in den letzten Jahren. — *Tuexenia* **5**: 21-30. Göttingen.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1976): Umweltprobleme des Rheins. — 3. Sondergutachten, 258 S., Bonn-Bad Godesberg.
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik*. — 6. Aufl., 552 S., Berlin, Heidelberg, New York u. Tokyo.
- SCHMIDT, H. L. (1990): Die Insel Flotzgrün, Beitrag zur Naturgeschichte einer Auenlandschaft. — *Natur und Umwelt um Speyer*: 107-131. 131 S., Speyer.
- SCHMIDT, H. L. & H. HENNINGS (1972): Zur Situation und Gestaltung des Naturschutzgebietes Flotzgrün. — *Pfälzer Heimat* **3** (4): 138-141. Speyer.
- SCHWOERBEL, J. (1987): *Einführung in die Limnologie*. — 6. Aufl., 269 S., Stuttgart.
- (1986): *Methoden der Hydrobiologie*. — 3. Aufl., 301 S., Stuttgart.
- STAPF, K. R. G. & W. LANG (1972): *Natur und Landschaft im Raume Grünstadt*. — *Mitteilungen der Pollichia* (**III**) **19**: 134-153. Bad Dürkheim/Pfalz.
- STAUDINGER, G. (1990): *Vogelwelt in Speyer gestern und heute*. — *Natur und Umwelt um Speyer*: 95-103. Speyer.
- WILMANN, O. (1989): *Ökologische Pflanzensoziologie*. — 4. Aufl., 382 S., Heidelberg.
- WINKLER, S. (1980): *Einführung in die Pflanzenökologie*. — 2. Aufl., 255 S., Stuttgart u. New York.
- ZÖFEL, P. (1985): *Statistik in der Praxis*. — 427 S., Stuttgart.

Manuskript eingereicht am 2. Oktober 1991.

Anschrift des Verfassers: Bernhard Glaß, Virchowweg 6, 6720 Speyer