

Zustandserfassung der Salzach-Altgewässer im Bereich zwischen Freilassing und Salzach-Inn-Mündung und ihre ökologische Bewertung

Von U. Diepolder und R. Lenz, St. Oswald

Einleitung

Auenlandschaften zählen zu den heute am stärksten bedrohten Lebensräumen Mitteleuropas. Seit Ende des 19. Jahrhunderts kam es durch Flußbegradigungen, Kraftwerksbauten, Kiesgewinnung und andere Landnutzungen zur systematischen Zerstörung dieser Lebensräume. Heute sind Auwaldreste nur noch punktuell vorhanden (DISTER 1985, 1988; GERKEN 1988). Sie sind jedoch durch Grundwasserabsenkung, fehlende Flußdynamik, geplante wasser- und energiewirtschaftliche Projekte in ihrem Bestand bedroht. Auch dem Auwald der Salzach widerfuhr dieses Schicksal.

In einer Diplomarbeit (DIEPOLDER 1990) wurde anhand der Untersuchung von Altarmen und Altwässern ein Teilbereich des Flußaue-Ökosystems Salzach bearbeitet. Die Zielsetzung der Arbeit bestand v. a. darin, die noch verbliebenen Altgewässer der Salzachauen zu lokalisieren und ihren Zustand, ihre räumliche Verteilung, ihre Vielfalt und Gefährdung sowie ihre mögliche Entwicklung zu beschreiben. Dabei stand die Typisierung der Gewässer aufgrund der Wasserpflanzenvorkommen im Mittelpunkt der Untersuchungen. Es wurden Antworten auf folgende Fragen gesucht:

- 1) Wie verläuft das ehemalige Rinnensystem der Salzach innerhalb des Auwaldes zwischen Freilassing und dem Mündungsbereich bei Markt?
- 2) In welchem Zustand befinden sich die ehemaligen Flußrinnen?
- 3) Wo liegen Altarme und Altwasser?
- 4) Aus welchen Arten setzt sich die Wasser- und Ufervegetation der Gewässer zusammen?
- 5) Lassen sich die Altgewässer aufgrund ihrer Artenzusammensetzung typisieren?
- 6) Welche Standortfaktoren wirken sich maßgeblich auf die Artenzusammensetzung aus?
- 7) Wie stark sind die bestehenden Altgewässer zur Zeit beeinträchtigt, und durch welche Einflüsse werden sie in Zukunft gefährdet werden?
- 8) Welche Maßnahmen sind zum Schutz der Einzelgewässer und des Gewässersystems nötig?

Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von der Mündung der Saalach in die Salzach bei Freilassing bis zur Mündung der Salzach in den Inn bei Haiming. Entlang dieser ca. 60 km langen Flußstrecke ist die Salzach Grenzfluß zwischen Österreich und Deutschland. Die Untersuchung beschränkte sich auf die bewaldeten Auenbereiche der deutschen Seite, die sich zwischen dem Fluß und der Bundesstraße B 20 bzw. den Hochwasserdeichen erstrecken.

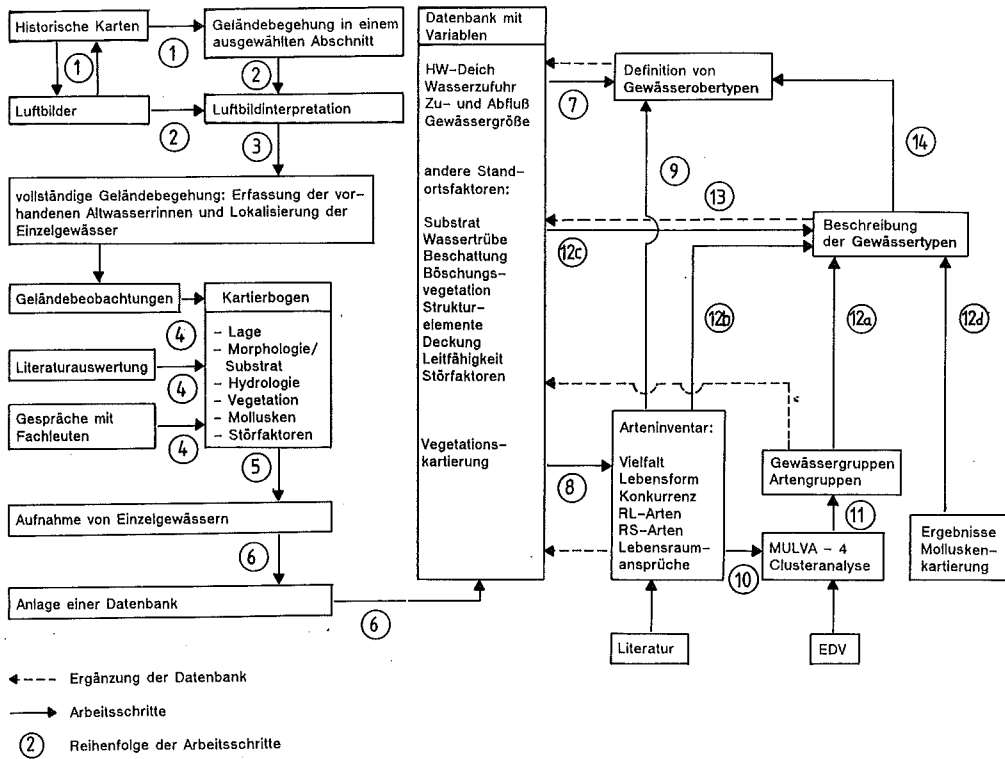


Abb. 1: Schema: Arbeitsablauf

Methodik

In Abb. 1 ist das schrittweise Vorgehen graphisch dargestellt. Die Topographischen Karten (Maßstab Tk 1:25 000 und Tk 1:50 000) und Flurkarten (M 1:5 000) reichten als Arbeitsgrundlage zur Lokalisierung der ehemaligen Nebenrinnen und Altgewässer der Salzach nicht aus; die wenigsten Nebenrinnen waren eingezeichnet. Hinweise auf den Verlauf ehemaliger Flußrinnen lieferten die historischen Karten aus dem Jahre 1820, der Vergleich mit Luftbildern der Befliegung des Bayerischen Landesvermessungsamtes aus dem Jahre 1986 (Schritt 1 in Abb. 1) und eine weitere Luftbildinterpretation nach Geländebegehungen in ausgewählten Abschnitten (Schritt 2). Diesen Vorarbeiten folgte die erste vollständige Geländebegehung der Auen zwischen Freilassing und der Salzach-Inn-Mündung bei Haiming (Schritt 3). Stimmten die „interpretierten Rinnen“ mit den im Gelände nachgewiesenen Gewässerrinnen überein, wurden sie in die Flurkarten übertragen, ebenso die Lage der vorgefundenen Altgewässer. In Anschluß an diese Außenaufnahmen entstand nach Literaturstudien und Gesprächen mit Fachleuten ein Kartierbogen zur Erfassung der Auengewässer mit dem Ziel, die für die Auswertung nötigen, jedoch noch nicht vorhandenen Geländeinformationen zu erhalten (Schritt 4). Die Geländeaufnahmen erfolgten während der Vegetationsperiode von April bis August 1989, die Auswertung bis zum Frühsommer 1990. Erfasst wurden diejenigen Auengewässer (Schritt 5), die innerhalb der gefundenen Nebenrinnen im Auwald lagen, eine Mindestgröße von 30 m² hatten und eine Mindesttiefe von 40 cm nicht unterschritten.

Daten von insgesamt 68 Gewässern fanden Eingang in die für diese Arbeit erstellten Kartierbögen. Somit lagen bestimmte Parameter aus den Themenbereichen „Lage, Morphologie/Struktur, Hydrologie, Störfaktoren, Vegetation, Mollusken“ vor (BAUMANN 1985; KLEE 1985; FOECKLER 1989a; SCHLÜTER 1975; SCHWOERBEL 1977; WIEGLEB 1976).

Als wesentlicher Faktor zur Typisierung der Altgewässer wurde die Vegetation in und am Gewässer herangezogen. Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebietes und der Zielsetzung schien eine kleinflächige Vegetationsbeschreibung über Pflanzengesellschaften und Assoziationen nach der gebräuchlichen vegetationskundlichen Methode von Braun-Blanquet nicht sinnvoll. Statt dessen sollte das gesamte Arteninventar der Wasser-, Sumpf- und Uferpflanzen erfaßt und mit dessen Hilfe unterschiedliche Gewässertypen beschrieben werden. Dementsprechend erfolgte die Vegetationsaufnahme flächendeckend, und zwar vom Ufer aus bzw. innerhalb des Gewässers. Das Vorkommen der Pflanzen wurde nach einer Schätzmethode von TÜXEN & PREISING (1942) bewertet. Dabei handelt es sich um eine Mengenschätzung mittels einer fünfstelligen Skala, die eine Kombination aus Abundanz und Deckungsgrad der Einzelarten darstellt. Außerdem wurde auf die Arbeit von FOECKLER (1989) zurückgegriffen, der das Molluskenvorkommen der Altgewässer bestimmte und bewertete. Die im Gelände kartierten Daten wurden codiert und mittels EDV (dBASE III plus) in einer Datenbank gespeichert (Arbeitsschritt 6).

Die Typisierung der 68 Auengewässer erfolgte in mehreren Teilschritten. Durch die Ausweisung von morphologischen Kriterien wie „Verbindung zum Fluß“ und „Art der Wasserzufuhr“ konnten Altarme und Altwasser unterschieden werden (Arbeitsschritt 7). Angaben über Gewässergröße, Wassertiefe, Fließverhalten, Umgebung und Störfaktoren ergänzten die Typenbeschreibung. Die Auswertung der Vegetationskartierung (Schritt 8) verschaffte zunächst einen Überblick über das Arteninventar der Salzach-Altgewässer. Der zweite wichtige Schritt war die Bildung von Arten- und Gewässergruppen.

Dazu wurde das Programmpaket MULVA 4 von WILDI und ORLOCI (1986) verwendet – speziell das multivariate Verfahren der Clusteranalyse (Schritt 10). Bei dieser Kategorie von Gruppierungsverfahren werden schrittweise Individuen (Wasserpflanzen, Gewässer) – später Gruppen von Individuen – zu neuen Gruppen zusammengeschlossen. Ausgangsbasis für die Clusteranalyse war der Aufbau einer Rohdatenmatrix, die sich aus den Pflanzenaufnahmen der kartierten Auengewässer zusammensetzte. Im 1. Rechenschritt wurde die geschätzte Abundanz der Pflanzenart mittels Wurzel- und Vektortransformation normalisiert. In dem daran anschließenden 2. Rechenvorgang wurde mittels einer statistischen Meßzahl eine Berechnung der Ähnlichkeiten zwischen den Objekten durchgeführt; als Ähnlichkeitsmaß wurde der der „Van der Maarels Koeffizient SM“ verwendet. Den 3. Rechenschritt stellte das „Clustern“ dar. Bei diesem Rechenprogramm wurde die „Minimal-Varianz-Analyse“ gewählt (BACKHAUS 1986; WILDI 1986, 1989). Nach Durchführung dieser drei Rechenschritte sowohl für die Arten als auch die Gewässer wurde das Endergebnis durch die Kombination der beiden Clusteranalysen in Form einer neu sortierten Tabelle dargestellt (Arbeitsschritt 11).

Zur eindeutigen Unterscheidung der Gewässergruppen war es notwendig, innerhalb der Artengruppen Differential-, Nenn- und Leitarten zu definieren (ELLENBERG 1982; OBERDORFER 1977). Letztendlich lagen zur Beschreibung der Altgewässertypen Angaben über soziologische Artengruppen (DEN HARTOG & SEGAL 1969; PASSARGE 1964; WIEGLEB 1984), die Information über Einzelpflanzen und einige ausgewählte Standortfaktoren, sowie die Ergebnisse der Molluskenkartierung (Schritt 12a–12d) vor.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurde versucht, auf Zusammenhänge zwischen der Pflanzenzusammensetzung (Artengruppen) und den bestehenden Standortfaktoren zu schließen. Mit Hilfe der statistischen Methode des Chi-Quadrat-Testes (MÜHLENBERG 1989; PRECHT 1982) wurden einige Variablen untereinander auf Unabhängigkeit geprüft bzw. Abhängigkeiten zwischen Gewässergruppen und Standortfaktoren nachgewiesen (Arbeitsschritt 13).

Um die erfaßten Parameter bewerten und planerische Konsequenzen daraus ziehen zu können, wurden drei Bewertungsebenen definiert: Artenschutz, Biotopschutz und Ökosystemschutz (BAUER H. J. 1978; BAUER H. H. 1989; BECHMANN & JOHNSON 1979; BIRKEL ET AL 1987; KAULE 1986; WERTH 1989). Diese Hierarchisierung und Unterscheidung erschien dringend er-

Tab. 1 Zuordnung der 68 kartierten Altgewässer der Salzach-Aue zu den unterschiedlichen Gewässertypen

Gewässernummern	GAW ○●	AA ▲	AA/AW ■	AW ■	Null
	3343 2322322212224 434130089251264636	6 1161166 65 719133864288	665536565 3111 214350950677420	44 545444553 5055328977164	3215 1344 8756897912
Lage	LLLLFLLLLLLLLLLLLL TTTTLTTTTTTTTTTTTT	MMLLMLMMMM DDTTDTTDDDDT	MMLLMMMLFFLLLL DDTTTDDDTLLTTTT	LLFLLLLLLLLLLF TTLTTTTTTTTTTL	LLLLFFLLLL TTTTLLTTTT
Hochwasserdeich	2222122222222222	112111211111	111111112112111	2211212222111	1212112212
Wasserzufuhr	3333333333333333 4	113221332312 55 553 55555	224411333333232 355533555 5 555	4334413333333 445 355 4554	3332223424 5455554 5
Zu- und Abfluss	332000123300000002	220333033032	333332200001133	130332221000	1202130333
Gewässergrösse	11122123211222223	441442233143	441112122223322	1111121221111	1131231121
Gewässertiefe	1 11 11 1 186622610855856581 0005000000000000	1 1 1 1 805065264407 000000000000	1 1 1 878074452668766 00000000000000	1 1 7047877598414 0000055005500	11 9025442274 0000000005
Wassertrübung Artengruppen Nr. Artname	11111211111111111	221222222222	112321113211222	322221132112	2121221323
4 Char.rudis3..1425..4
10 Hipp.vulg.	.34232343243222...2....
28 Spar.mini. H	..3..5321433..222....
15 Myri.vert. j	.333..355222..34434.4....	21.25.122....	...2...2...
25 Ranu.tric. G	..322...22432.41.2..53...23	...1....
23 Pota.puss.	..251...4432425..32..	223235432....1....	...1....
20 Pota.nata. ●	.3..25..2.21..1.1.2.32
18 Pota.fili P	23.3..4.....3...2....
5 Char.vulg. f	34442.....3.1.	34.....
3 Char.frag. G	..24.....3....5....
24 Ranu.circ. R3.....	..2422443333	34...2.2.....
22 Pota.perf. ▲1.3...	31..34.43...3.
1 Call.spec. C1.2....2...2.3	3432122122321121...323
7 Elod.cana. L	...5.....	...1...243...	.13.45531..2233	...52.....5.	4.....
12 Lemn.mino. G	..1.1...1..1..	..11.....11.31.5211	2522521224235	...2.....
13 Lemn.tris. ■	..2.1...1...111..	2322...131....	252252222423.	.2.....
Begleiter:					
30 Utri.aust.	32.....1..322533	..3.....3...	..223.....3322232.
14 Myri.spic.	2.....2...3.22.	212...43.2.32...3242.....	...2.....
21 Pota.pect.	...2.....1...	..43.....	...4..1....
29 Spir.poly.11.1.....	...2.....
8 Font.anty.1..3	2.....	...3.....
27 Spar.emer.1....	...1..1....
2 Char.cont.3...5.
6 Cera.deme.2....2.
16 Nymp.alba1....	...1.....	...1....
26 Ricc.flui.1....2.....
31 Utri.mino.	...1.....2..
9 Groe.dens.1....
11 Hydr.mors.2.
17 Pota.cris.1.....
19 Pota.luce.2....
32 Zann.palu.1....

Gewässernummern	GAW ○●	AA ▲	AA/AW ■	AW ■	Null
	3343 2322322212224 434130089251264636	6 1161166 65 719133864288	665536565 3111 214350950677420	44-545444553 5055328977164	3215 1344 8756897912
Uferpflanzen:					
53 Phal.arun.	2.25.2333124323334	35332343335.	33452232252.245	3340323333333.	5524.25.33
54 Phra.comm.	4535.334555...5553	53553.345.4.	34535335.....	3.34.345.3.3.	.2..3.....
40 Care.elat.	4445.3.1335.3.2333	33223..32.4.	2.12..1.3.....	.33.32233322.	.3.3...22
42 Care.grac.2.42...2..2..3...
50 Ment.aqua.	2...22223343.22...	...2..2...123...11...2...
51 Myos.palu.2...22.223...	1...2...1..	..22.2...2.3.	2.2...2...
46 Glyc.plic.	.4342.2.2.4...3..	..3.....
47 Glyc.flui.4.....
33 Alis.lanc.1.1.....
34 Alis.plan.	.3.23...11331...1.1.....1.....
36 Alop.geni.2...4...3..2.....
38 Calt.palu.	2..2...23223...22.....2.....
58 Spar.emer.	.1.1.1.221..21.
57 Scho.lacu.	.2...1...2.....
48 Iris.pseu.2.....	2..2...1.1.....
37 Beru.erec.	1.....
41 Care.flav.3.....
56 Rume.hydr.1.....
44 Equi.palu.2..21..	..1.....2.	22.....2.....	2...2..
45 Gali.palu.	2...1...2.....	.1.....	..3...1..2.....	2..2.....
39 Card.arma.2.....23.....3.....
43 Eleo.acic.2.2.	1.....
49 Junc.arti.	.2...22.....
55 Poa.palu.	...2...2.....
60 Thyp.lati.3.....	1.....
61 Vero.anga.2.....2.....
59 Poly.amph.4.....

Erläuterungen

Lage:

- FL = Freilassing-Laufen
- LT = Laufen-Tittmoning
- MD = Mündungsbereich Markt

Hochwasserdeich:

- 1 = innerhalb (rezente Aue)
- 2 = außerhalb (fossile Aue)

Wasserzufuhr:

- 1 = Flußwasser
- 2 = Bachwasser
- 3 = Grundwasser
- 4 = Regenwasser
- 5 = Überflutung möglich

Zu- und Abfluß:

- 0 = ohne Korrespondenz mit dem Fluß
- 1 = nur Zufluß
- 2 = nur Abfluß
- 3 = Zu- und Abfluß

Gewässergröße:

- 1 = 30- 100 m²
- 2 = 101- 500 m²
- 3 = 501-1500 m²
- 4 = über 1500 m²

Gewässertiefe: Angabe in cm

Wassertrübung:

- 1 = klar
- 2 = trüb
- 3 = humid

Artengruppen:

- PfG = Potamogeton filiformis-Gruppe
- HiG = Hippuris vulgaris-Gruppe
- CLG = Callitriche Lemnaceen-Gruppe
- RcG = Ranunculus circinatus-Gruppe

Gewässergruppen:

- AW = Altwasser
- GAW = grundwassergespeiste Altwasser
- AA = Altarme
- AW/AA = Altarme und Altwasser

PFLANZENLISTE

Nr.	Abkürzung	Artname	AA	AW	N
Wasserpflanzen (Hydrophyten)					
1	Call. obtu.	Callitriche spec. Wasserstern	8	16	24
2	Char. cont.	Chara contraria Armleuchteralge	0	2	2
3	Char. frag.	Chara fragilis Armleuchteralge	1	3	4
4	Char. rudi.	Chara rudis Armleuchteralge	0	6	6
5	Char. vulg.	Chara vulgaris Armleuchteralge	2	7	9
6	Cera. deme.	Ceratophyllum demersum Gemeines Hornblatt	1	1	2
7	Elod. cana.	Elodea canadensis Kanadische Wasserpest	7	13	20
8	Font. anty.	Fontinalis antipyretica Gemeines Quellmoos	1	3	4
9	Groe. dens.	Groenlandia densa Dichtes Laichkraut	1	0	1
10	Hipp. vulg.	Hippuris vulgaris Tannenwedel	0	15	15
11	Hydr. mors.	Hydrocharis morsus-ranae Froschbiß	0	1	1
12	Lemn. mino.	Lemna minor Kleine Wasserlinse	5	23	28
13	Lemn. tris.	Lemna trisulca Dreifurchige Wasserlinse	4	22	26
14	Myri. spic.	Myriophyllum spicatum Ähriges Tausendblatt	5	13	18
15	Myri. vert.	Myriophyllum verticillatum Quirlblättriges Tausendblatt	3	21	24
16	Nymp. alba.	Nymphaea alba Weiße Seerose	1	1	2
17	Pota. cris.	Potamogeton crispus Krauses Laichkraut	1	0	1
18	Pota. fili.	Potamogeton filiformis Faden-Laichkraut	0	6	6
19	Pota. luce.	Potamogeton lucens Spiegelndes Laichkraut	0	1	1
20	Pota. nata.	Potamogeton natans Schwimmendes Laichkraut	0	11	11
21	Pota. pect.	Potamogeton pectinatus Kamm-Laichkraut	1	5	6
22	Pota. perf.	Potamogeton perfoliatus Durchwachsenes Laichkraut	5	4	9
23	Pota. puss.	Potamogeton pussilus agg. Zwerg-Laichkraut	4	18	22
24	Ranu. circ.	Ranunculus circinatus Spreizender Hahnenfuß	7	8	15
25	Ranu. tric.	Ranunculus trichophyllus Haarblättriger Hahnenfuß	4	12	16

26	Ricc. flui.	Riccia fluitans Wassermoos	0	2	2
27	Spar. emer.	Sparganium emersum Einfacher Igelkolben	1	2	3
28	Spar. mini.	Sparganium minimum Zwerg-Igelkolben	0	11	11
29	Spir. poly.	Spirodela polyrhiza Teichlinse	1	3	4
30	Utri. aust.	Utricularia australis Verkannter Wasserschlauch	1	20	21
31	Utri. mini.	Utricularia minor Kleiner Wasserschlauch	0	2	2
32	Zann. palu.	Zannichellia palustris Teichfaden	1	0	1

Sumpf- und Uferpflanzen (Helophyten)

33	Alis. lanc.	Alisma lanceolata Lanzettblättriger Froschlöffel	0	2	2
34	Alis. plan.	Alisma plantago-aquatica Gemeiner Froschlöffel	8	4	12
35	Alop. flui.	Alopecurus fluitans Flutender Fuchsschwanz	1	0	1
36	Alop. geni.	Alopecurus geniculatus Knick-Fuchsschwanz	0	5	5
37	Beru. errec.	Berula erectum Aufrechter Merk	1	0	1
38	Calt. palu.	Caltha palustris Sumpf-Dotterblume	0	11	11
39	Card. arma.	Cardamine amara Bitteres Schaumkraut	2	2	4
40	Care. elat.	Carex elata Steife Segge	10	31	41
41	Care. flav.	Carex flava Gelbe Segge	0	1	1
42	Care. grac.	Carex gracilis Scharfe Segge	0	6	6
43	Eleo. acic.	Eleocharis acicularis Nadel-Sumpfried	1	2	3
44	Equi. palu.	Equisetum palustris Sumpf-Schachtelhalm	0	10	10
45	Gali. palu.	Galium palustre Sumpf-Labkraut	2	7	9
46	Glyc. flui.	Glyceria fluitans Manna-Schwaden	0	10	10
47	Glyc. plic.	Glyceria plicata Falten-Schwaden	0	1	1
48	Iris. pseu.	Iris pseudacorus Sumpf-Schwertlilie	4	1	5
49	Junc. arti.	Juncus articulatus Glanzfrüchtige Binse	0	3	3

50	Ment. aqua.	Mentha aquatica Wasser-Minze	1	18	19
51	Myos. palu.	Myosotis palustris Sumpf-Vergißmeinnicht	3	14	17
52	Nast. offi.	Nasturtium officinalis Echte Brunnenkresse	0	1	1
53	Phal. arun.	Phalaris arundinacea Glanzgras	16	45	61
54	Phra. comm.	Phragmites communis Schilfrohr	12	29	41
55	Poa. palu.	Poa palustris Sumpf-Rispengras	0	2	2
56	Rume. hydr.	Rumex hydrolapathum Fluß-Ampfer	1	0	1
57	Scho. lacu.	Schoenoplectus lacustris Teichbinse	1	2	3
58	Spar. emer.	Sparganium emersum Ästiger Igelkolben	0	9	9
59	Poly. amph.	Polygonum amphibium Wasser-Knöterich	0	1	1
60	Thyp. lati.	Thypha latifolia Breitblättriger Rohrkolben	2	0	2
61	Vero. anga.	Veronica anagallis-aquatica Bach-Ehrenpreis	0	2	2

Erläuterungen:

AA: Altarm

AW: Altwasser

N: Gesamtvorkommen

forderlich, um verschiedene räumliche, inhaltliche und zeitliche Aspekte sowie ihre spezifischen Indikatoren nicht vermischen zu müssen. Somit konnte eine operationale Bewertung des Ist-Zustandes aus vegetationskundlich-ökologischer Sicht durchgeführt werden.

Ergebnisse

Zustand der ehemaligen Flußrinnen

Seit dem massiven Eingriff in den Wasserhaushalt der Salzach im frühen 19. Jahrhundert hat sich das Flußaue-Ökosystem stark verändert (SCHEUERMANN 1980; WEISS & MANGELDORF 1981). Die umfangreichen Regulierungsmaßnahmen und der Bau von Hochwasser-Deichen unterbanden die für die Auedynamik so notwendige jährliche An- und Ablagerung von Schlamm- und Schlickmassen. Parallel zur starken Flußeintiefung sank auch der Grundwasserspiegel ab. Der Aue wurde somit das Wasser entzogen, die Vegetationszusammensetzung veränderte sich, Nebenrinnen trockneten aus (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1989).

Die Geländebegehung bestätigte diese Entwicklung: viele Nebenrinnen sind schon seit längerer Zeit trockengefallen, was besonders in der Krautschicht zum Ausdruck kommt. Der 11 km lange erste Abschnitt zwischen Freilassing und Laufen ist der trockenste innerhalb des Untersuchungsgebietes. Lediglich 1,2 % des noch vorhandenen Rinnensystems sind mit Wasser gefüllt. Der 22 km lange zweite Abschnitt zwischen Laufen und Tittmoning dagegen ist wesentlich feuchter. In ca. 17 % dieser Rinnenflächen befinden sich Altwasser, die größtenteils von dem hoch unter Flur fließenden Grundwasser gespeist werden. Innerhalb der ca. 27 km langen Strecke zwischen Tittmoning und dem Mündungsbereich bei Haiming konzentrieren

sich fast alle potentiell möglichen und tatsächlich vorhandenen Wasserflächen auf einem etwa 7 km langen Flußabschnitt vor der Salzachmündung in den Inn. Der größte Teil aller erfaßten Gräben und Rinnen in diesem Bereich ist mit Wasser gefüllt.

Verteilung, Größe und Zustand der Altgewässer

Der am häufigsten vorgefundene Altgewässertyp gehört mit ca. 72 % der Gruppe der Altwasser an. Altwasser sind Gewässer in einer ehemaligen Flußstrecke, die nicht mehr direkt, sondern nur bei Überschwemmungen mit dem Fluß in Verbindung stehen (JÜRGING unveröff.). Der größte Teil dieser Altwasser wird heute hauptsächlich vom Grundwasser gespeist. Aufgrund der Tatsache, daß zwischen dem Flußwasserkörper und dem flußbegleitenden Grundwasserstrom ein unmittelbarer Zusammenhang besteht, ist die Existenz der Altwasser und ihrer Lebensgemeinschaften direkt von der Wasserführung der Salzach abhängig. Kennzeichnend für die Altwasser sind kleine (30–100 m²) bis mittelgroße Wasserflächen (101–500 m²) und eine durchschnittliche Wassertiefe von 100–150 cm. Insgesamt nehmen die zahlreichen Altwasser lediglich eine Wasserfläche von etwa 10 ha ein. Die meisten von ihnen liegen außerhalb der Dämme in der sog. „fossilen Aue“.

Der größte Wasserflächenanteil mit ca. 78 ha entfällt auf die Altarme der Salzach und deren Zuflüsse. Altarme sind ehemalige Flußstrecken, die dauernd ein- oder beidseitig mit dem Fließgewässer in Verbindung stehen. Dieser Gewässertyp ist im Untersuchungsgebiet selten, aber großflächiger als die Altwasser. Besonders die drei Altarme im Mündungsbereich stellen den Hauptanteil der Wasserflächen.

Bei den 68 kartierten Altgewässern handelt es sich momentan bei 26 um reine Stillgewässer. Die restlichen 42 Gewässer werden mehr oder weniger stark durchströmt. Unter ihnen sind wiederum nur 23 Gewässer in ein Fließsystem mit Zu- und Abfluß integriert. Da die Strömung für die Art der Besiedelung mit Makrophyten einen wesentlichen Faktor darstellt, spiegelt die Liste der vorgefundenen Wasserpflanzen die Situation der Altgewässer wider: ausgesprochene Fließwasserpflanzen fehlen in den kartierten Gewässern völlig.

Bedingt durch die geringe Größe der Altgewässer ist der unmittelbare und direkte Einfluß durch die Nutzung der Umgebung stark. Bei der Untersuchung wurde davon ausgegangen, daß angrenzende Nutzungen wie z. B. Kahlschlag, Ackernutzung, Grünland und Waldweide in mehr oder weniger starkem Ausmaß zu zusätzlichen Nährstoffeinschwemmungen führen. Die Auswertung der Kartierarbeiten ließ erkennen, daß lediglich 22 Auegewässer, das sind 32 %, scheinbar keiner anthropogen bedingten Störung ausgesetzt sind. Die restlichen 47 Gewässer dagegen werden entweder nur durch einen einzigen Störfaktor (das ist bei 21 Gewässern der Fall) oder sogar durch mehrere gleichzeitig (bei 35 Gewässern) beeinträchtigt. Dabei ist die Verfüllung mit Totholz, Erdreich, Hausmüll oder Bauschutt der Störfaktor, der am häufigsten angetroffen wird. Dazu kommen verschiedene wasserbauliche Eingriffe (wie z. B. Uferverbau, Ausbaggerung, Aufstau durch Mönch), fischereiwirtschaftliche Nutzung und in wenigen Fällen Kiesentnahme oder Trittschäden in der Ufervegetation durch Kühe. Als Störfaktor „Totholz“ wird die massive Ablagerung von Schlagabraum nach forstlichen Maßnahmen bezeichnet, nicht die vereinzelt abgestorbenen Äste und Baumstämme, die aufgrund der natürlichen Auwalddynamik ein wichtiges Strukturelement in den Altgewässern darstellen.

Die Vegetation der Altgewässer

Insgesamt konnten 61 Arten, davon 33 Wasserpflanzen, nachgewiesen werden, wobei es sich mit einer Ausnahme ausschließlich um Arten der Stillgewässer handelt (CASPER & KRAUSCH 1980; KRAUSCH 1968; FRANKE 1987; HEJNY 1980; WEBER-OLDECOP 1972; WILMANN 1973). Nur 11 % der Arten besiedeln knapp 1/3 aller 68 Gewässer. Die „rare“ (= in < 10 % ≤ 4 % aller Gewässer) und „seltenen“ (= in < 4 % aller Gewässer) Arten stellen dabei mit 54 % über die Hälfte des Arteninventars im Untersuchungsgebiet.

Hinsichtlich des Trophiezeigerwertes (FRANKE 1987; HABER & KOHLER 1972; KOHLER 1975 a, 1975 b, 1982, 1988; KONOLD 1987; KRAUSE 1976, 1980; KUTSCHER 1984; MELZER 1977, 1979,

1980, 1987, 1988; PHILIPPI 1969; PIETSCH 1972; SLADECEK 1982; WIEGLEB 1984) dominieren die meso- bis eutraphenten Arten. Der Anteil nährstoffärmerer Auengewässer ist allerdings relativ hoch. Gekennzeichnet werden diese durch oligotraphente Pflanzen und Grundwasserzeiger wie *Chara rudis* (= *Ch. hispida*), *Potamogeton filiformis* und *Hippuris vulgaris*.

Lediglich 22 der 33 verschiedenen Wasserpflanzen konnten in den Altarmen nachgewiesen werden. *Potamogeton perfoliatus* und *Ranunculus circinatus* sind z. Z. kennzeichnende Arten für die Altarme des Untersuchungsgebietes; oligotraphente Arten fehlen allerdings in diesem Gewässertyp völlig.

29 Wasserpflanzenarten wurden in den Altwässern gefunden. Besonders diejenigen mit Grundwasserspeisung sind artenreich, vielschichtig und haben eine hohe Biomasseproduktion. In allen Altwässern fehlen allerdings ausgeprägte Schwimmblattzonen, nur kleinflächige *Potamogeton natans*-Bestände konnten erfaßt werden.

Typisierung der Altwässer

Mit Hilfe einer multivariaten Analyseverfahren, der Clusteranalyse, wurden Gewässer ähnlicher Artenzusammensetzung zusammengefaßt, ebenso Arten mit gemeinsamen Vorkommen zu Artengruppen. Die Charakterisierung der Gewässer zeigt um so eindeutiger Ergebnisse, je mehr auf allgemein verbreitete oder vereinzelt vorkommende Arten verzichtet wird. Daher wurden für den Rechenprozeß des Clusters alle „seltenen“ und einige „rare“ Arten ausgeschlossen, ebenso Gewässer ohne Makrophytenbesatz.

In der Clusteranalyse traten vier Gewässergruppen hervor, die sich deutlich in ihrem Ähnlichkeitsniveau unterscheiden (Tabelle 1):

Bei der Gruppe der Altwasser (AW) handelt es sich um kleinere (30–100 m²), meist trübe Gewässer beiderseits der Hochwasser-Dämme im Bereich zwischen Laufen und Tittmoning. Die Art der Wasserzufuhr ist sehr unterschiedlich.

Die zweite Gruppe der grundwassergespeisten Altwasser (GAW) stellt eine große, in sich geschlossene Gruppe dar, bei der es sich ausschließlich um klare, kühle Gewässer mit Grundwasserspeisung handelt, die im Bereich zwischen Laufen und Tittmoning außerhalb der Hochwasser-Dämme liegen.

Die Gewässergruppe der Altarme (AA) ist vor allem im Mündungsbereich bei Haiming zu finden. Auf sie konzentrieren sich die größten der kartierten Auengewässer. Dabei handelt es sich fast ausnahmslos um Altarme, die entweder direkt mit der Salzach oder indirekt über deren Zuflüsse in Verbindung stehen.

Die vierte Gewässergruppe der Altarme und Altwasser (AA/AW) setzt sich bezüglich ihrer Größe, Wassertrübung und Wasserzufuhr aus sehr heterogenen Einzelgewässern zusammen und ist über das ganze Untersuchungsgebiet verteilt. Auffallend ist die Lage fast aller Gewässer innerhalb des Hochwasser-Deiches. Für diesen Bereich der „rezenten Aue“ ist jedoch gerade die Verschiedenheit der Wasserzufuhr und Gewässertypen kennzeichnend.

In den Auengewässern der bayerischen Salzach-Auen konnten deutlich vier eigenständige Artengruppen unterschieden werden (Tabelle 1). Davon lassen sich jeweils zwei dem nährstoffärmeren Gewässerflügel (PfG- und HiG-Artengruppe) und zwei dem nährstoffreicheren Gewässerflügel (CLG- und RcG-Artengruppe) zuordnen. Aufgrund ihrer Nenn- und Leitarten sind die Wasserpflanzengruppen eindeutig erkennbar.

Die erste Gruppe, nach ihrer Nenn- und Leitart *Potamogeton filiformis* als PfG-Gruppe benannt, besteht aus drei Arten: *Potamogeton filiformis*, *Chara fragilis* und *Charas vulgaris*. Lediglich das „Faden-Laichkraut“ (*Pota. fili.*) besitzt innerhalb dieser Artengruppe einen gewissen Trophiezeigerwert; es ist nach HUTCHINSON (1975) und KRAUSE (1969) als oligotroph einzuordnen.

Die zweite Gruppe, nach ihrer Nennart *Hippuris vulgaris* als HiG-Gruppe benannt, setzt sich aus sieben Arten zusammen: *Chara rudis*, *Hippuris vulgaris*, *Sparganium minimum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton pusillus* und *Ranunculus trichophyllus*. Innerhalb dieser Artengruppe befinden sich einige Pflanzen, die hinsichtlich ihres Zeigerwertes auf nährstoffärmere Zustände hinweisen, und solche, die in nährstoffärmeren Ge-

wässern gut existieren können, da sie dort nicht so dem Konkurrenzdruck starkwüchsiger, konkurrenzkräftiger, eutraphenter Arten ausgesetzt sind.

Die dritte Gruppe, nach den Nennarten *Lemna trisulca* und *Callitriche spec.* als CLG-Artengruppe benannt, wird von zwei Artenpaaren gebildet: der frei im Wasser schwebenden (= Pleustophyt) *Lemna trisulca* und *Lemna minor* und der submers im Boden wurzelnden (= Rhizophyt) *Elodea canadensis* und *Callitriche spec.* Diese eutraphente Artengruppe weist somit jeweils zwei Vertreter verschiedener Lebensbereiche auf. Die beiden Pleustophyten kommen fast ausschließlich zusammen ohne *Callitriche spec.* und *Elodea canadensis* mit hoher Deckung in der AW-Gewässergruppe vor. *Callitriche spec.* dagegen ist in fast allen Aufnahmen der AA/AW-Gewässergruppe zu finden und häufig mit *Elodea canadensis* bzw. der einen oder anderen Lemna-Art vergesellschaftet.

Die vierte Gruppe setzt sich aus lediglich zwei Wasserpflanzen zusammen: *Ranunculus circinatus* und *Potamogeton perfoliatus*. Sie ist nach der Nennart *Ranunculus circinatus* als RcG-Artengruppe benannt. Bei beiden Arten ist bekannt, daß sie Störzeiger sein können. ZAHLHEIMER (1979) erwähnt, daß *Ranunculus circinatus* faziesbildend in gestörten Uferbereichen der Donau-Altwasser auftrat.

Die fünfte Wasserpflanzengruppe, die sich aus den Arten *Utricularia australis*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* zusammensetzt, zeigt keine eindeutige Zugehörigkeit zu bestimmten Gewässertypen. Die Arten werden daher der Gruppe der Begleiter zugeordnet.

Konzentration der Artengruppen auf die Gewässergruppen

Mit Hilfe der Konzentrationsanalyse von WILDI und ORLOCI (1986) wurde die Qualität der fünf Gewässer- und vier Artengruppen überprüft. Der mittlere quadratische Kontingenzkoeffizient C lag bei 0,241, was auf eine gute Gruppenkonzentration hinweist.

Im Prinzip ist die Methode der Beschreibung von Gewässern anhand von Artengruppen innerhalb eines Untersuchungsgebietes aussagekräftig und in ihrer Anwendbarkeit sehr sinnvoll. Auengewässer können im Gelände anhand einiger weniger Leitarten angesprochen und Veränderungen schnell erfaßt werden. Diese Art der Gewässercharakterisierung ist jedoch auch mit Problemen behaftet:

1) Als ein wesentlicher Nachteil ist das Fehlen klarer Aussagen über den Zeigerwert verschiedener Wasserpflanzen zu nennen.

2) Zudem erschwert das Fehlen alter Vegetationsaufnahmen die Beurteilung des zur Zeit vorgefundenen Arteninventars. Ein „Soll-Wert“ über die ideale Zusammensetzung der soziologischen Artengruppen existiert nicht und könnte auch nur grob postuliert werden.

3) Die Anwendung der Clusteranalyse zur Beschreibung der Artenzusammensetzung in Gewässern ist noch nicht üblich. Daher fehlt die Möglichkeit des Vergleiches mit Ergebnissen anderer Auengewässeruntersuchungen.

Bewertung

Die Bewertung der Altgewässer setzt auf drei hierarchisch unterschiedlichen Ebenen an. Die erste Ebene ist dem Artenschutz (Gefährdung der Arten), die zweite dem Biotopschutz (Gefährdung der Gewässertypen) und die dritte dem Ökosystemschutz (Gefährdung der Salzach-Flußbaue) zuzuordnen. Je höher die Bewertungsebene, desto größer kann das Informationsdefizit sein. Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Verwendung von Variablen in den drei Bewertungsebenen.

Erste Bewertungsebene: Artenschutz (Gefährdung der Arten)

In der ersten Ebene (Artenschutz) wurden zur Beantwortung der Fragestellung, welche Gewässer hinsichtlich des Artenschutzes besonders „schützenswert“ seien, die Kriterien „Arten-

vielfalt“, „Rote-Liste-Arten“ (BLAB ET AL. 1984). und „regional rare und seltene Arten“ herangezogen und über einen Punkteschlüssel bewertet. Neben den floristischen Daten aus den eigenen Erhebungen wurden auch die Ergebnisse der Molluskenkartierung von FOECKLER (1989b) in die Bewertung miteinbezogen. Dabei wurden die Gewässer in IV Bewertungskategorien eingeteilt, denen folgende Überlegungen zugrunde lagen:

Unter die Bewertungskategorie 0 fielen diejenigen Gewässer, in denen keine Rote-Liste-Arten zu finden sind und die zudem außerordentlich artenarm sind. Besonders bei Gewässern dieser Kategorie besteht die Möglichkeit, durch Beseitigung der momentan bestehenden Störfaktoren und die Anlage von neuen Strukturen wie z. B. Flachwasserbereiche und Kolke zu einer raschen Verbesserung der Situation beizutragen. In diese Bewertungskategorie fielen lediglich drei der untersuchten Gewässer.

Unter die Bewertungskategorie I wurden diejenigen Gewässer zusammengefaßt, die artenarm sind und einige Rote-Liste-Arten des Gefährdungsgrades „3 = gefährdet“ enthalten. Rund die Hälfte der Auengewässer war in diese Bewertungsstufe einzuordnen, wobei der sehr hohe Anteil an *Callitriche-Lemna trisulca* (CLG)-Gewässer auffällig war.

Gewässer der Bewertungskategorie II wiesen mindestens eine Rote-Liste-Art der Gefährdungsstufe „2 = stark gefährdet“ bzw. mehrere Rote-Liste-Arten der Gefährdungsstufe „3“ auf. Insgesamt 15 Gewässer, also etwa 22 %, konnten dieser Kategorie zugeordnet werden. Unter ihnen war vor allem der Anteil an Gewässertypen der HiG-Gruppe (nährstoffärmerer Flügel) und der RcG-Gruppe hoch.

In die Bewertungskategorie III fielen solche Gewässer, die eine hohe Artenzahl und/oder auffällig viele Rote-Liste-Arten aufwiesen. Gewässer dieser Bewertungskategorie sind als außerordentlich schützenswert zu betrachten. Insgesamt 16 der untersuchten Gewässer (ca. 24 %) fielen in diese Kategorie. Hierbei dominierten besonders die Gewässertypen des nährstoffarmen Flügels. Aus Gründen des Artenschutzes sind diese meist auch sehr artenreichen Gewässer mit mehreren Rote-Liste-Arten besonders zu schützen. Störfaktoren, v. a. solche, die eine externe Nährstoffzufuhr verursachen, müssen schnellstmöglich beseitigt werden.

Ein Vergleich der Bewertungspunkte der Makrophyten- und Molluskenbewertung zeigte, daß Gewässer mit einer hohen Bewertungskategorie bei den Makrophyten nicht gleichzeitig auch einer hohen Bewertungskategorie bei den Mollusken entsprechen müssen.

Zweite Bewertungsebene: Biotopschutz (Gefährdung der Gewässertypen)

Auf der zweiten Ebene, dem Biotopschutz, wurde versucht, die Gefährdung der unterschiedlichen Gewässertypen bzw. ihrer Pflanzengemeinschaften aufzuzeigen. Dazu wurde auf die Ergebnisse der Clusteranalyse zurückgegriffen. Ausgehend von der Beschreibung der verschiedenen Gewässertypen (Tabelle 3) wurden anhand eines Fragenkataloges potentielle Gefährdungen der Gewässertypen aufgezeigt und mit Hilfe eines Bewertungsschlüssels dargestellt. Eine Übersicht über Gefährdungsprofile der Gewässertypen liefert die Bewertungsmatrix „Biotopschutz“ (Tabelle 4). Aus den Gefährdungen der Gewässertypen konnte eine Reihe von Maßnahmen abgeleitet werden.

Fragenkatalog:

- 1) Wie ist die Regenerationsfähigkeit und die Ersetzbarkeit des Gewässertyps zu bewerten?
- 2) Gegen welche Eingriffe/Veränderungen ist dieser Gewässertyp empfindlich?
- 3) Mit welchen Störfaktoren wird er zur Zeit belastet?
- 4) Welchen möglichen negativen Einfluß auf das Gewässer übt die unmittelbare Umgebung aus?
- 5) Wie ist der Strukturreichtum im Gewässer selbst und am Gewässerrand (einschließlich Böschung) zu bewerten?
- 6) Welche Bewertungskategorie aus der Sicht des Artenschutzes (1. Ebene) dominiert in dem Gewässertyp?

Tab. 2 Überblick über die Verwendung von Variablen in den drei Bewertungsebenen

Datenbank "Variablen-Liste"		Bewertungsebene Kriterien	Zusatzinformationen	
Makrophytenzahl	N	<u>1. Ebene:</u> Artenschutz (Gefährdung der Arten)	Rote Liste Arten Bayern	G
rare und seltene Arten	N		Rote Liste Arten Bund	G
Molluskenzahl	N		Rote Liste Arten Bayern	G
rare und Seltene Arten	N		Rote Liste Arten Bund	G

<u>2. Ebene:</u> Biotopschutz				
Artengruppen von Makrophyten	N	Gewässertyp und Gefährdung	Wasserstandsschwankungen wasserchem. Untersuchung	D
Mollusken	N			
Standortsfaktoren: Abschnitt	N	Regenerationsfähig- keit/Ersetzbarkeit	Ansprüche der Arten	G
Lage zum HW-Deich	N		Belastbarkeit der Arten	G
Wasserzufuhr	N		Trophie-Zeigerwert	G
Wassertrübung	N		Vollständigkeit der Artengruppe	D
Gewässergröße	N			
Substrat	N	Strukturvielfalt	mögl. Strukturvielfalt	G
Strukturelemente	N			
Böschungsv egetation	N			
Störfaktoren direkt Umgebung	N	Störfaktoren	Auswirkung der Immissionen und Depositionen	D
Pufferzone	N			

<u>3. Ebene:</u> Ökosystemsenschutz				
Abschnitt	G	Regenerationsfähigk./ Ersetzbarkeit	Entstehung d. Gewässer Flußdynamik z.Z.	G
Topograph. Karte	G			
Wasserzufuhr	N			
Gewässertypen	N	Vielfalt	potentiell mögliche Artenausstattung	D
Arteninventar	N			
Abschnitt	G	Verteilung	ehemaliges Rinnensystem Grundwasser-Isohypsen Mikroreliefkarte	G/N D D
Topograph. Karte	G			
Hochwasser-Deich	G			
Gewässergröße	N	Flächenbilanz	Historische Karten Luftbilder aktualisierte Flurkarten	G G N
Hydrologische Daten	G			
Aktuelle Nutzung	G			
Geplante Nutzung	G	Gefährdung	Auswirkung der Immissionen und Depositionen	D

Erläuterungen:

- G: Information aus dem Grundlagenmaterial (bereits erhobene Daten, Literatur)
 N: in dieser Arbeit neu erhobene Information
 D: Informations-Defizit (da keine Daten vorhanden oder ökosystemare Zusammenhänge noch nicht erfasst)

Die grundwassergespeisten Altwasser (GAW) der *Hippuris vulgaris*-Gruppe (HiG) und der *Potamogeton filiformis*-Artengruppe (PfG)

Durch den mehr oder weniger starken Grundwasserstrom wird den Altwässern ständig nährstoffarmes Wasser zugeführt (bei Grundwasserbelastung in intensiv bewirtschafteten Gebieten kann es allerdings auch zur Verschmutzung des Grundwassers und somit zu einer Anreicherung von Nährstoffen bzw. Schwermetallen führen). Ein Nährstoffaustrag findet bei den meisten kartierten Altwässern dieses Typs nicht statt, da es sich – seit dem Fehlen der Überflutungen – um Stillgewässer handelt. Im Laufe der Zeit wird es bei ihnen über ihre natürliche Entwicklung zu einer Nährstoffanreicherung kommen. Sowohl die HiG-Artengruppe als auch die PfG-Artengruppe weisen auf nährstoffarme Zustände hin. Die Artengruppen sind in ihrer Zusammensetzung als relativ junge Entwicklungsstadien zu betrachten. Characeen gehören bekanntlich zu den Pionierarten; erst in sehr tiefen, klaren Seen bilden sie Dauergesellschaften aus (KRAUSE 1981). Die in diesen Altwässern erwarteten Schwimmblattgesellschaften mit *Nymphaea alba* und *Nuphar lutea* konnten nicht nachgewiesen werden. Aufgrund der vorliegenden Information wurden die HiG- und PfG-Artengruppen hinsichtlich ihrer Regenerationsfähigkeit und Ersetzbarkeit als absolut schützenswert (Bewertungskategorie III) bewertet.

Auffällig ist der hohe Anteil an Gewässern der Bewertungskategorie III (stark schützenswert) aus der Sicht des Artenschutzes. Dies ist jedoch nicht weiter verwunderlich, da in den *Hippuris vulgaris*- (HiG) und *Potamogeton filiformis*-Artengruppen (PfG) Vertreter des oligotrophen Flügels zu finden sind und diese wiederum bundesweit zu den gefährdeten Arten gehören.

Dieser Gewässertyp reagiert sehr empfindlich gegenüber Eingriffen/Veränderungen hinsichtlich Nährstoffzufuhr, Wasserspiegelsenkung und Einleitung von Zuflüssen in das Rinnensystem. Da sich die Wasserpflanzen in den GAW-Gewässern in einem ökologischen Optimum zu befinden scheinen, ist für sie jede Form der Nährstoffzufuhr als sehr negativ zu bewerten. Die Eutrophierung hätte eine Ansiedlung neuer Arten zur Folge, die inter- und intraspezifische Konkurrenz besonders um Licht und Wurzelraum würde steigen. Diverse konkurrenzschwache Arten wie z. B. die Characeen würden im Laufe der Zeit verdrängt werden.

Zur Zeit wird dieser Gewässertyp besonders von dem Störfaktor „Verfüllung mit organischem Material“ belastet, v. a. mit dem Abraum von Fällarbeiten. Da dies eine Nährstoffzufuhr bedeutet, ist diese Art der Störung als sehr negativ zu bewerten (KAULE 1986). Das auffallend häufige Auftreten der Verfüllung mit Abraum und Totholz in diesem Gewässertyp scheint mit der Lage der Gewässer außerhalb der Dämme und der angrenzenden bäuerlichen Privatwaldbewirtschaftung in Zusammenhang zu stehen. Als Maßnahmen sind zu nennen: Unterbindung jeglicher Art der direkten Nährstoffzufuhr, Stop der weiteren Grundwasserabsenkung und keine Wassereinspeisung in die Gewässerrinnen, die mit HiG- und PfG-Artengruppen besetzt sind.

Die Altarme (AA) der *Ranunculus circinatus*-Artengruppe (RcG)

Die Regenerationsfähigkeit der RcG-Artengruppe wird relativ hoch eingestuft. Die meisten indifferenten, verschmutzungstoleranten Arten sind nicht auf nährstoffarme Gewässer angewiesen. Im Falle einer Artenzunahme bei verbesserten Lebensbedingungen (verbesserte Wasserqualität, geringere Wassertrübung etc.) wird sich mit großer Wahrscheinlichkeit der konkurrenzstarke „Spreizende Hahnenfuß“ (*Ranunculus circinatus*) weiter behaupten können. In einigen RcG-Gewässern sind auch andere höhere Makrophyten wie z. B. *Myriophyllum verticillatum* oder *Myriophyllum spicatum* zu finden. Es ist anzunehmen, daß aufgrund verschiedener Störfaktoren (Wasserverschmutzung, fischereiwirtschaftliche Nutzung) die bestehenden Artengruppen hauptsächlich aus Störzeigern bestehen und unter ungestörten Bedingungen artenreicher sein könnten. Die Regenerationsfähigkeit und Ersetzbarkeit der Artengruppe wird aus genannten Gründen der Bewertungskategorie II (schützenswert) zugeordnet.

Innerhalb dieses Gewässertyps kommen aus der Sicht des Artenschutzes sowohl Gewässer der Bewertungskategorie I (8mal) als auch der Bewertungskategorie II (4mal) vor.

Der Gewässertyp wird zur Zeit vor allem durch intensive fischereiliche Nutzung belastet. Die Artenarmut der Gewässer ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf den Fraßdruck, die Eutrophierung und verminderte Lichtzufuhr (Aufwühlen des Bodenschlammes durch Fische) und den künstlichen Fischbesatz zurückzuführen. Ein weiterer Faktor ist die hohe Belastung der Salzach mit organischen Stoffen im Mündungsbereich (Gewässergüte III–IV) (BAUER 1983; NÄHER 1981). Als Maßnahmen sind die Verbesserung der Gewässergüte der Salzach, die Reduktion der Nutzung der Altarme als Fischgewässer, Angelverbot und ein Verbot von Getreidefütterung für Stockenten als „Lockmittel“ von seiten der Jägerschaft einzuleiten.

Tab. 3 Kurzcharakteristik der Gewässertypen

Gewässertypen	GAN der HIG - Artengruppe	Altarme (AA) der CLG-Artengruppe	AA/AV der CLG-Artengruppe	Altwasser (AW) der CLG-Artengruppe	Gewässer ohne Makrophyten
Abschnitt	Abschnitt I	Abschnitt III	Abschnitt I-III	Abschnitt I und II	Abschnitt I und II
HW-Beich	außerhalb (94 %)	innerhalb (89 %)	innerhalb (88%)	relativ ausgeglichen	ca. 50 %
Wasserzufuhr	ausschließlich Grundwasser	Fluß-, Bach- und Grundwasser	alle Möglichkeiten	Grundwasser und Regenwasser	Bach-, Grund- und Regenwasser
Wassertrübung	klar (94 %)	trüb (89 %)	trüb (62 %)	trüb (67 %)	die unterschiedlichsten Gewässergößen
Gewässergöße	mittelgroße Gewässer (Codierung I und II)	viele große Gewässer (v.a. IV)	unterschiedliche (I - IV)	kleine Gewässer ca. 100 m ²	häufig starke Beschattung
Beschattung	sehr sonnig bis mittlere Beschattung	sehr sonnig (78 %)	sehr sonnig bis volle Beschattung	sehr sonnig bis sonnig (83 %)	
Substrat	mehrere Substrate, hoher Anteil an sandig/kiesigen Substraten	meist nur 1-2 Substrate Feinsedimente dominieren	mehrere Substrate alle Substratgemische	wenig versch. Substrate; besonders Typen mit org. Feinsedimenten	alle Substrattypen; ganz unterschiedliche Mischungen
Störfaktoren	häufig: Verfüllung mit organischem Material	fischereiliche Nutzung wasserbaul. Eingriffe	hoher Anteil an störungsreichen Gew.	häufig: Verfüllung mit organischem Material	besonders Verfüllung mit organ. Material
Leitfähigkeit	\bar{x} : 514 μS Min: 245 μS Max: 742 μS	\bar{x} : 299 μS Min: 211 μS Max: 515 μS	\bar{x} : 509 μS Min: 109 μS Max: 700 μS	\bar{x} : 454 μS Min: 334 μS Max: 555 μS	\bar{x} : 475 μS Min: 340 μS Max: 636 μS
Artenzusammensetzung	HIG und PFG-Artengru. haupts. Rhizophyten u. Characeen, Dominanz d. Parvopotamiden	RCG-Artengruppe haupts. submerse Rhizophyten mit Magnopotamiden	CLG-Artengruppe Pleustophyten und submerse Rhizophyten, v.a. Parvopotamiden	CLG-Artengruppe vorwiegend Pleustophyten	
Rote-Liste (RL)	viele Rote-Liste-Arten	max. eine RL-Art	max. zwei RL-Arten	max. zwei RL-Arten	
Deckung	\bar{x} : 80 % Min: 60 % Max: 100 %	\bar{x} : 31 % Min: 5 % Max: 80 %	\bar{x} : 62 % Min: 5 % Max: 100 %	\bar{x} : 45 % Min: 5 % Max: 95 %	\bar{x} : < 5 %
Artenvielfalt	\bar{x} : 6,7 Min: 3 Max: 12	\bar{x} : 4,3 Min: 2 Max: 7	\bar{x} : 5,6 Min: 3 Max: 9	\bar{x} : 4,2 Min: 2 Max: 9	\bar{x} : 0,5 Min: 0 Max: 2
Zonierung	deutliche Zonierung Carex elata Bulte; Verlandungspioniere; v.a. Phra. comm.	Schilf + Röhricht + Carex elata; kaum Verlandungspioniere	Phal. arun. dominiert über Phra. comm.; Carex elata ist selten; kaum Verlandungspioniere	Phal. arun. dominiert gegenüber Phra. comm.; kaum Verlandungspioniere	teils große teils fehlende Schilfgürtel; Phra. communis fehlt
Molluskengruppe	v.a. LSG + PFG, nur bei Gewässer 3 MSG-Artengruppe	v.a. MSG-Artengruppe	alle drei Mollusken-gesellschaften	gemischt, einige Gewässer sind ohne Molluskennachweis	PFG + LSG; teils auch Gewässer ohne Molluskenbesatz
Rote-Liste (RL) Mollusken	Max: 5 RL-Arten	Max: 11 RL-Arten	Max: 5 RL-Arten	Max: 4 RL-Arten	Max: 2 RL-Arten

Tab. 4 Bewertungsmatrix „Biotopschutz“ für die Gewässertypen

Gewässertyp	Arten-schutz	Strukturreichlum				Ersetzbar-keit/ Regenerier-barkeit	Summe der Einzelbe-wertungen	Störfakoren				Umgebung negativer Einfluß	
		Substrat	Struktur-elemente	Büschungs-vegetation	Summe			Verfüllung	Fischerei	Kiesentnahme	wasserbaul. Eingriff	ohne	mit
GAH der ● HIG-Gruppe	III	II	I	III	II	III	II - III	X	+	+	+	13 : 5	
AA der ▲ ReG-Gruppe	I - II	I	II	III	II	II	II	+	*	+	*	11 : 1	
AA/AW der ■ CLG-Gruppe	I	II	I	III	II	I	I	*	+	+	*	14 : 2	
AW der ■ CLG-Gruppe	I	II	I	II	I-II	I	I	X	+	-	-	11 : 2	
Gewässer ohne Makrophyten	0	II	I	II	I-II	0	0 - I	*	+	+	*	7 : 2	

Bewertungskategorien:

III = absolut schützenswert
 II = schützenswert
 I = Verbesserung nötig
 0 = ersetzbar

Störfaktoren:

X = sehr häufig
 * = verbreitet
 + = selten
 - = fehlt

Die Altarme und Altwasser (AA/AW) der Callitriche-Lemna-trisulca-Artengruppe (CLG)

Entsprechend der sehr unterschiedlichen Standortsbedingungen variieren die Begleiter dieses Gewässertyps, der besonders durch das Vorkommen von *Callitriche spec.* und *Elodea canadensis* gekennzeichnet ist, sehr stark. Die beiden euträphten Arten sind hinsichtlich der Wasserqualität relativ anspruchslos. Laut GRUBE (1974) kann ein reichliches Auftreten der Gattung Callitriche als Verschmutzungszeiger gewertet werden. Die Vertreter der Gruppe können schon sehr junge Gewässer besiedeln; sie stellen sich sehr rasch ein. Bei entsprechenden Wuchsbedingungen haben sie eine starke Vermehrungsrate. Diese Tatsachen bedingen, daß die Regenerationsfähigkeit und Ersetzbarkeit der CLG-Artengruppe sehr hoch eingeschätzt wurde und somit lediglich in die Bewertungskategorie I eingestuft wurde.

Aus der Sicht des Artenschutzes dominieren Gewässer der Bewertungskategorie I (13mal), lediglich drei Gewässer sind der Bewertungskategorie II zuzuordnen.

Einige Gewässer dieses Types werden zur Zeit durch intensive fischereiliche Nutzung belastet. Ausbaggerungen im Jahre 1986, die anscheinend innerhalb des ganzen Gewässers stattfanden (und es dadurch evtl. erst „schufen“), können ein Grund für die Artenarmut bzw. das veränderte Artenspektrum dieses Gewässertyps sein.

Als Maßnahmen für die AA/AW-Gewässer der CLG-Artengruppe sind die Verbesserung der Gewässergüte der Salzach, eine Reduktion/Verbot der Nutzung von Altarmen als Fischgewässer und das Verbot weiterer Verfüllungen einzuleiten.

Die Altwasser (AW) der Callitriche-Lemna-trisulca-Gruppe (CLG)

Die CLG-Artengruppe, die in diesem Gewässertyp v. a. durch die Wasserschweber *Lemna minor* und *Lemna trisulca* gekennzeichnet ist, kann besonders gut in nährstoffreichen, windgeschützten Gewässern siedeln. Die Arten werden besonders durch Wasservögel verbreitet. Unter entsprechenden Wuchsbedingungen vermehren sich die Lemnaceen sehr rasch und können dichte Wasserlinsendecken ausbilden, die die Lebensbedingungen der submers wachsenden Wasserpflanzen so verändern, daß diese absterben bzw. nur vermindert weiterwachsen (KLOSE 1983). Aufgrund der sehr hohen Regenerationsfähigkeit und Ersetzbarkeit der Lemnaceen wird diese Artengruppe der Bewertungskategorie I zugeordnet. Aus der Sicht des Artenschut-

zes dominieren in den Altgewässern der CLG-Artengruppe die Gewässer der Bewertungskategorie I.

Einige dieser Altwasser sind mit organischem Material bzw. Erde und Bauschutt stellenweise verfüllt worden. Zwei Altwasser außerhalb der Hochwasserdämme werden als Viehtränke genutzt, die Uferbereiche sind daher stark zertreten. Als Verbesserungsmaßnahme wird bei Gewässern dieses Types vorrangig die Beseitigung aller Verfüllungen empfohlen.

Dritte Bewertungsebene: Ökosystemschutz (Gefährdung der Salzachau)

In der dritten und komplexesten Ebene, dem Ökosystemschutz, stellt sich die Frage, wie das beschriebene Typenspektrum, das Arteninventar, die Vielfalt, die unterschiedlichen Entwicklungsstadien, die räumliche Verteilung, die flächige Ausdehnung und die Ersetzbarkeit der Auengewässer im Vergleich mit der ursprünglichen, vom Menschen unbeeinflussten Auenlandschaft (als Bezugspunkt wird die Zeit vor der Flußkorrektur im Jahre 1820 gewählt) zu bewerten sein kann. Eine endgültige Bewertung der Salzach-Auen kann jedoch erst in Zusammenarbeit mit anderen Fachdisziplinen (Biologen, Hydrologen, Geologen, Landespflegern etc.) erfolgen. Obwohl das Informationsdefizit auf der 3. Bewertungsebene am gravierendsten ist, sind einige grundlegende Aussagen möglich.

Regenerationsfähigkeit und Ersetzbarkeit

Fluß-Auen sind ursprünglich primäre Ökosysteme, d. h. sie sind vom Menschen nicht oder kaum beeinflusst. Zudem handelt es sich um relativ junge Ökosysteme. Die ständig wiederkehrenden „Störungen“ durch Hochwasserereignisse sorgen für eine Veränderung des Auenreliefs, eine Unterbrechung der Bodenentwicklung und den Abtrag bzw. Antransport von Stoffen. Durch die Flußregulierungsmaßnahmen Anfang des 19. Jahrhunderts wurde der Alterungsprozeß der Salzach-Aue eingeleitet. Da seit dieser Zeit die regelmäßigen Überflutungen durch Hochwasser in den meisten Auenbereichen ausbleiben, schreitet dort die Bodenbildung fort. Zusammen mit dem Absinken des Grundwasserspiegels geht auch das Absterben des Auwaldes und die Umwandlung zum terrestrischen Laubmischwald vor sich. Aufgrund der Flußbegradigung und der fehlenden Gewässerdynamik kann es nicht mehr zu Flußbettumlagerungen und somit zur Bildung neuer Altarme kommen. Die letzten Altarme entstanden nach dem Bau der Staustufe Simbach-Braunau nach 1954. Die Bedingungen einer ungehemmten Flußdynamik sind realistisch gesehen großräumig nicht mehr herstellbar. Da weder die Altarme noch die Altwasser sich unter den derzeitigen Bedingungen regenerieren noch in ähnlicher Form neu entstehen können, müssen die verbliebenen Gewässerreste als absolut schützenswert betrachtet werden. Jede Art von Beeinträchtigung dieser Lebensräume muß vermieden und gegebenenfalls beseitigt werden.

Vielfalt der Auengewässer

Unter dem Kriterium „Vielfalt der Auengewässer“ ist die Vielfalt an Gewässertypen, ihrer Artenzusammensetzung, ihrer zeitlichen Entwicklung und ihrer Gewässerstruktur zu verstehen. Diese Vielfalt ist in einem mosaikartigen räumlichen Nebeneinander in der Aue zu erwarten. Bei der Auswertung der Kartierung zeigte sich, daß die erfaßten 68 Gewässer in eine nährstoffärmere und eine nährstoffreichere Gruppe zu unterteilen sind. Bemerkenswert ist die Vielzahl an Wasserpflanzen des nährstoffärmeren Flügels. In den meisten Fällen der Salzach-Altwasser ist das Alter des Gewässers noch zu gering, als daß sich durch die Verbreitung und Entwicklung der Arten ein ausgeglichenes Artenspektrum hätte bilden können. Einige Wasserpflanzen etablieren sich nämlich erst (z. B. *Nuphar lutea*), wenn das Wasser sehr seicht ist bzw. stellenweise trockenfällt. Die Frage der Vielfalt stellt sich auch bei der Überlegung, wie die Arten neue Standorte erreichen können. Die Möglichkeit des Einbringens von Samen oder vegetativen Teilen durch Zuflüsse besteht ebenso wie die Verbreitung durch Wasservögel oder das

langfristige Überdauern der Samen im Boden. Die Verbreitung innerhalb der ganzen Aue durch das Hochwasser ist aufgrund der immer selteneren Überflutungsereignisse stark reduziert.

Insgesamt gesehen ist die Vielzahl der Auengewässer zurückgegangen. Es fehlen sehr junge Sukzessionsstadien oder sehr reife Gewässer mit ausgeprägter Vegetationszonierung. Allerdings ist zu bedenken, daß auch vor der Flußkorrektur die Altwasser der Salzach wegen ihrer hohen Umlagerungen nicht sonderlich alt werden konnten. Hinweise darauf, daß die letzten mächtigen Hochwasser mit ihrer ausräumenden Wirkung schon lange zurückliegen müssen, liefert das Vorkommen von *Carex elata* (Steife Segge), eine Segge, die sich erst im fortgeschrittenen Verlandungsstadium einstellt. Sie ist bei der Ausbildung der Verlandungsgürtel insgesamt 45mal beteiligt.

Verteilung der Gewässertypen in der Aue und ihre flächige Ausdehnung

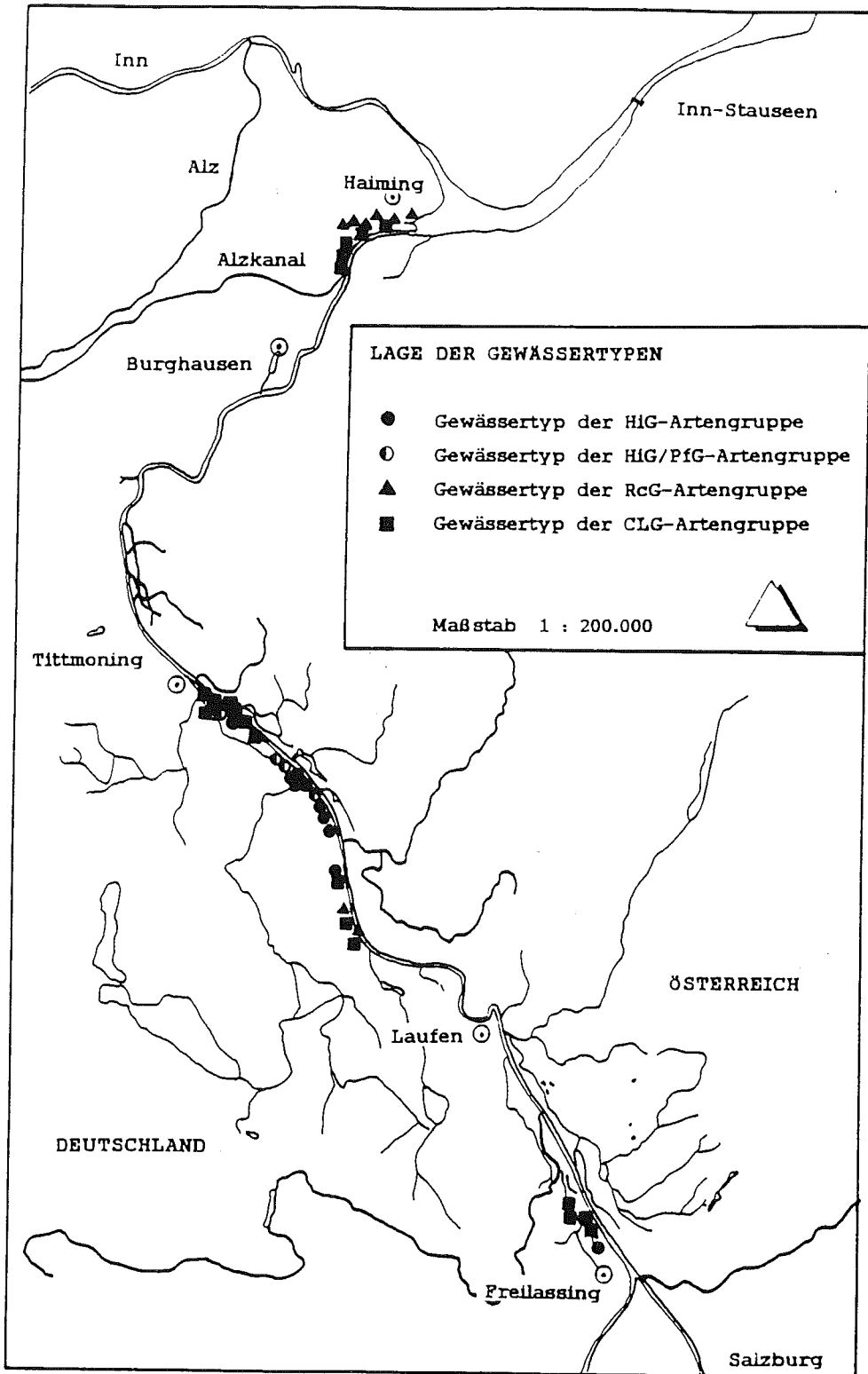
Das potentiell mögliche Vorhandensein von Altarmen, die mit der Salzach in Verbindung stehen, ist nur möglich bei einem geringen Höhenunterschied zwischen Mittelwasserspiegel der Salzach und dem angrenzenden Auengelände. Diese Bedingungen treffen auf deutscher Seite innerhalb des Untersuchungsgebietes nur mehr im Mündungsbereich bei Markt zu. Lediglich hier sind großflächige Altarme anzutreffen. Ein Vergleich mit Luftbildern aus dem Jahre 1959 zeigt, daß die Bildung dieser Altarme sowohl auf den Anstieg des Flußwasserspiegels nach dem Staustufenbau als auch auf die Anlandungsprozesse aufgrund der hohen Schwebstofffracht der beiden Alpenflüsse Salzach und Inn zurückzuführen sind. Die standörtliche Differenzierung im Untersuchungsgebiet – besonders hinsichtlich der Wasserzufuhr – spiegelt sich auch in der räumlichen Verteilung der Gewässertypen wider.

Von den geschätzten möglichen Wasserflächen innerhalb der kartierten Rinnensysteme sind knapp ein Drittel (30,9%) mit relativ seichten Altwassern und Altarmen gefüllt. Dieses Ergebnis, das auf den Geländebeobachtungen aus dem Jahr 1989 basiert und temporäre Gewässer nicht einschließt, gibt einen deutlichen Hinweis auf den veränderten Wasserhaushalt der Aue.

Gefährdung des Ökosystems Auwald

Die Grundlagenenerhebung zeigte bereits, daß seit dem Eingriff in die natürliche Flußdynamik eine nachhaltige Veränderung des Ökosystems Fluß-Aue begann. Heute stellt sich die „Untere Salzach“ als ein Fluß-System dar, das sich im Laufe der letzten 100 Jahre in zwei Teilsysteme aufgespalten hat: das aquatische Flußsystem und das terrestrische System der ehemaligen Salzachauen (BURGSTALLER & SCHIFFER 1988; EDELHOFF 1983; SCHUBERT 1984; WEINMEISTER 1981). Der Wasserhaushalt ist stark gestört, die so charakteristischen Wechselbeziehungen zwischen Fluß und Aue sind nicht mehr gegeben. Dennoch bieten die verbliebenen Auwaldreste mit ihren vielfältigen Strukturen und unterschiedlichen Lebensräumen einer großen Artenzahl einen Lebensraum.

Auch in naher Zukunft scheinen der Fluß und seine Auen besonders von anthropogen bedingten Katastrophen bedroht zu sein: Die Gefahr des Sohlbruches ist aufgrund der stellenweise nur mehr sehr dünnen Kiesauflage der Flußsohle bei den nächsten größeren Hochwässern relativ hoch; die Pläne zum Bau einer Staustufenkette sind noch immer nicht vom Tisch; der ständige externe Stoffeintrag durch direkte und indirekte Einleitung in die Salzach und ihre Zuflüsse oder über Immissionen wirkt sich auf die Lebensgemeinschaften bereits aus, ebenso sind bei einer möglichen globalen Klimaveränderung Folgen für die Aue in ihrem Ausmaß nicht prognostizierbar.



Danksagung

Unser besonderer Dank gilt Prof. Dr. Dr. h. c. W. Haber für die anregenden und konstruktiven Diskussionen. Herrn Dr. F. Foeckler danken wir für seine Hilfestellungen bei der Einarbeitung in das EDV-Programm MULVA 4, die zahlreichen Gespräche über Auwälder, Auedynamik, Methodik etc. und seine Literaturhinweise. Ferner danken wir der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) in Laufen für die großzügige Unterstützung innerhalb des Hauses.

Kurzfassung der Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan
Prof. Dr. Dr. h. c. Wolfgang Haber, Abgabe 1990

Literatur

- BACKHAUS, K. & B. ERICHSON 1989: Multivariate Analysemethoden. Springer Verlag, Berlin u. a.: 115–220. — BAUER, H. J. 1978: Zur Methodik der ökologischen Wertanalyse. *Landschaft und Stadt* 10: 93–94. — BAUER, J. 1983: Benthosuntersuchungen an der Salzach bei Laufen (Oberbayern). *Ber. ANL* 7: 37–40, Laufen. — BAUER, H. H. 1990: Ökologische Bewertungsverfahren für Fließgewässer. *Deutscher Rat für Landschaftspflege, Bonn*. — BAUMANN, N. 1985: Ökologie und Vegetation von Altwässern. In: *Auengewässer als Ökozellen, Grüne Reihe des Bundesministeriums f. Gesundheit und Umweltschutz, Band 4*: 85–158, Wien. — BAYERISCHES LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT 1989: Daten zur Hydrologie des Salzach-Raumes, München. — BAYERISCHES LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT 1989: Daten zu Grundwasserepegelmessungen, München. — BAYERISCHES LANDESAMT F. UMWELTSCHUTZ 1987: Ökologische Zustandserfassung der Flußauen an der Salzach von Freilassing bis zur München (unveröffentlicht). — BECHMANN, A. & B. JOHNSON 1979: Zur Methodik der Bewertung des Naturschutzpotentials. *Verh. Ges. Ökologie* 8: 53–66. — BIRKEL, J., R. EDER & A. MAYER 1987: Ökologische Zustandserfassung der Flußauen an der Salzach von Freilassing bis zur Mündung. *Bayerisches Landesamt für Umweltschutz*: 48 S. — BLAB, NOWAK, TRAUTMANN, SUKOPP 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 270 S., Klida-Verlag, Greven. — BLAB, J. 1986: Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Nr. 24*, 256 S., Klida-Verlag, Greven. — BURGSTALLER, B. & R. SCHIFFER 1988: Die Vegetation der Salzach zwischen Freilassing und Laufen. *ANL unveröff.*, Salzburg. — CASPER, S. J. & H.-D. KRAUSCH 1980: Süßwasserflora von Mitteleuropa: Pteridophyta und Anthophyta. Teil 1 und 2, Band 23 und 24, 942 S., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. — DEN HARTOG, C. & S. SEGAL 1964: A new classification of the waterplant communities. *Act. Botanica Neerlandica*, 13: 367–393, Amsterdam. — DIEFOLDER, U. 1990: Zustandserfassung der Salzach-Altgewässer im Bereich zwischen Freilassing und Salzach-Inn-Mündung und ihre ökologische Bewertung. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie, TU München-Weihenstephan, 136 S., in Druck: *ANL-Berichte* 1992. — DISTER, E. 1985: Erhaltung von Auelebensräumen bei Flußausbauten unter besonderer Berücksichtigung der Retentionsfunktion. In: *ANL Seminarbeiträge Heft 3/85*, Laufen. — DISTER, E. 1988: Ökologie der mitteleuropäischen Auwälder. In: *Die Auwälder, Reihe Wilhelm-Mücker-Stiftung, Heft 19*: 6–28. — EDELHOFF, A. 1983: Auebiodote an der Salzach zwischen Laufen und Saalachmündung — eine Bewertung aus der Sicht des Landschafts- und Naturschutzes. Diplomarbeit. — ELLENBERG, H. 1982: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Verlag Eugen Ulmer, 989 S., Stuttgart. — FOECKLER, F. 1989a: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donaupraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. Beiheft 7 zu den *Berichten der ANL*, Laufen. — FOECKLER, F. (1989b): Die Bewertung von Lebensräumen auf der Basis ihrer biozönotischen Charakterisierung — am Beispiel von Wassermolluskengesellschaften in Donau-Augewässern. *Schr. R. f. Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 32*: 143–163, Bonn-Bad Godesberg. — FRANKE, TH. 1987: *Pflanzengesellschaften der Fränkischen Teichlandschaften*. Dissertation. In: *LXI Bericht der Naturforschenden Gesellschaft, Band II*, 192 S., Bamberg. — GEPP, J. 1985: Die Augengewässer Österreichs — Bestandsanalyse einer minimalen Vielfalt. In: *Auengewässer als Ökozellen, Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Band 4*: 13–62, Wien. — GERKEN, B. 1988: *Auen verborgene Lebensadern der Natur*. Rombach Verlag, 132 S., Freiburg. — GLÄNZER, W. HABER & A. KOHLER 1977: Experimentelle Untersuchung zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. In:

Arch. Hydrobiol. 79: 193–232, Stuttgart. — GRUBE, H. J. 1975: Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehung zur Gewässerverschmutzung. In: Arch. Hydrobiol. Suppl. 45: 376–456. — HABER, W. & A. KOHLER, 1972: Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. In: Landschaft und Stadt, 4: 159–168. — HEJNY, S. 1980: Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den Slowakischen Tiefebene. Verlag d. Slowakischen Akademie der Wissenschaften, Bratislava. — HUTCHINSON, G. E. 1957/67: A treatise on limnology. I und II. London. — JÜRGING, P. 1991: Ökologische Aspekte bei Ausbau und Unterhaltung von Altarmen und Altwässern. Noch unveröffentlicht. Landesamt für Wasserwirtschaft, München. — KAULE, G. 1986: Arten- und Biotopschutz — Ulmer Verlag, 461 S., Stuttgart. — KLEE, O. 1985: Angewandte Hydrobiologie. Thieme Verlag, 271 S., Stuttgart. — KLOSE, H. 1963: Zur Limnologie von *Lemna*-Gewässern. In: Wissenschaftliche Zeitschrift der Karl-Marx-Universität Leipzig, 12. Jahrgang: 233–259, Leipzig. — KOHLER, A. 1975 a: Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikator der Gewässerbelastung. Beitr. naturk. Forsch. Südwestl., Band 34: 149–158, Karlsruhe. — KOHLER, A. 1975 b: Veränderung natürlicher submerser Fließgewässervegetation durch organische Belastung. In: Daten und Dokumente zum Umweltschutz, Universität-Hohenheim Nr. 14: 59–66, Hohenheim. — KOHLER, A. 1982: Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. In: Decheniana-Beihefte 26: 31–42, Bonn. — KOHLER, A. 1988: Veränderung in der Vegetation süddt. Fließgewässer seit Anfang der 70er Jahre. In: Hohenheimer Arbeiten, Gefährdung und Schutz von Gewässern, Ulmer Verlag Stuttgart, 143–147, Stuttgart. — KONOLD, W. 1987: Oberschwäbische Weiher und Seen — Teil I und II. ed: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz, Nr. 52: 210–215 und 477–515, Karlsruhe. — KRAUSE, W. 1976: Characeen aus Bayern. Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 229–257. — KRAUSE, W. 1980: Die Lebensform der Characeen unter dem Wasserregime des Oberrheins. In: Epharmonie, Berichte des Int. Symposium der Int. Vereinigung für Vegetationskunde, ed.: R. Tüxen, Vaduz. — KRAUSE, W. 1981: Über das Verhältnis von Beständigkeit und Veränderung in der Wasservegetation der Oberrheinaue. In: Tüxen (ed.), Ber. d. Int. Symp. der Int. Vereinigung für Vegetationskunde, J. Cramer Verlag, 133–154, Vaduz. — KRAUSE, W. 1989: Bestimmung der Characeen aus den Salzachauen. Dr. Werner Krause, Amselweg 2, 7960 Aulendorf. — KRAUSCH, H.-D. 1968: Zur Gliederung der Characeengesellschaften. In: Tüxen (ed.): Pflanzensoz. Systematik, Ber. ü. d. Int. Symp. in Stolzenau, 176–180, Weser. — KUTSCHER, G. 1984: Verbreitung und Ökologie höherer Wasserpflanzen in Fließgewässern der Schwäbischen Alb. Dissertation 1984, TU München, 267 S. — MELZER, A., W. HABER & A. KOHLER, 1977: Florist.-ökolog. Charakterisierung und Gliederung der Osterseen (Oberbayern) mit Hilfe von submersen Makrophyten. In: Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. 19/20: 139–151. — MELZER, A. 1979: Bioindikatoren der Osterseen — Eutrophierung. In: ANL Tagungsbericht 3/79: 134–154, Laufen i. Obb. — MELZER, A. 1980: Ökologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. In: Verh. Ges. Ökologie, Band VIII: 357–362. — MELZER, A. 1987: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. In: ANL, Beiheft 6: 5–144, Laufen i. Obb. — MELZER, A. 1988: Die Gewässerbeurteilung bayer. Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. In: Hohenheimer Arbeiten, Gefährdung und Schutz von Gewässern, Ulmer Verlag Stuttgart: 105–117, Stuttgart. — MÜHLENBERG, M. 1989: Freilandsökologie. UTB Taschenbuch 595, Quelle & Meyer Verlag, 430 S., Heidelberg, Wiesbaden. — NÄHER, W. 1981: Wie schmutzig ist die Salzach? — Fragen der Gewässergüte. In: ANL Tagungsbericht 11/81: 34–40, Laufen i. Obb. — NIEMEYER-LÜLLWITZ, A. & H. ZUCCHI 1985: Fließgewässerkunde. Reihe Studienbücher Biologie, Verlag Diesterweg, 224 S., Frankfurt a. Main — Berlin — München. — OBERDORFER, E. 1977: Süddeutsche Pflanzengesellschaften — Teil 1. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. — PASSARGE, 1964: Pflanzengesellschaften des nordostdt. Flachlandes I. In: Pflanzenökologie 13., 324 S., Jena. — PIETSCH, W. 1972: Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen. In: Arch. Natursch. Landschaftsforsch. 12: 121–151, Berlin. — PHILIPPI, G. 1969: Laichkraut- und Wasserlinsengesellschaften des Oberrheingebietes zwischen Straßburg und Mannheim. In: Veröff. Landesanstalt f. Naturschutz und Landespflege, Baden-Württemberg Nr. 37: 102–172, Karlsruhe. — PRECHT, M. 1982: Bio-Statistik — Teil 1. Oldenbourg Verlag GmbH, 3. Auflage, 313 S., München. — SCHEURMASNN, K. 1980: Die flußmorphologische Entwicklung der Salzach von der Saalachmündung bis zur Mündung in den Inn. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Heft 2/80: 35 S., München. — SLADECEK, V. 1982: Kenntnisstand und aktuelle Probleme bei der Beurteilung der Wassergüte mittels Bioindikatoren. In: Decheniana-Beihefte 26: 99–104, Bonn. — SCHLÜTER, U. 1975: Überlegungen zur Planung von Altarmen beim Ausbau von Wasserläufen. In: Landschaft und Stadt 7: 49–62. — SCHUBERT, D. 1984: Waldgesellschaften der Salzachauen zwischen Laufen und der Mündung in den Inn. Diplomarbeit TU München (unveröffentlicht). — SCHWOERBEL, J. 1977: Einführung in die Limnologie. UTB 31, 3. Auflage, Stuttgart: 196 S. — TÜXEN, R. & E. PREISING 1942: Grundbegriffe und Methoden zum Studium der Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. In: Dtsch. Wasserwirtschaft 37, 10–17 und 57–69. — WEBER-OLDECOP, D.-W. 1972: Über einige kleine Potamogeton-Arten. In: Göttinger Flor. Rundbr. 6: 7–10, Göttingen. — WEINMEISTER, W.

1981: Flußbegleitende Lebensräume an der Salzach – Zustand und Gefährdung, in: ANL Tagungsbericht 11/1981: 40–44, Laufen. – WEISS, F.-H. & MANGELSDORF 1981: Die flußmorphologische Entwicklung und Geschichte der Salzach. In: ANL Tagungsbericht 11/81: 24–34, Laufen. – WERTH, W. 1990: Ökomorphologische Gewässerbewertung – Deutscher Rat f. Landespflege, Bonn. – WIEGLEB, G. 1976: Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen Chemismus und Makrophytenvegetation stehender Gewässer in Niedersachsen. Dissertation TU-Göttingen, 113 S. – WIEGLEB, G. 1984: Makrophytenkartierung in Niedersachsen: Methoden, Ziele und erste Ergebnisse. In: Fließgewässer und ihre Einzugsgebiete, Inf. Naturschutz und Landespflege 4, 109–136, Wardburg. – WILDI, O. & ORLOCI 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten, Theorie und Einsatz statistischer Methoden. In: Veröff. des Geobot. Institutes der ETH-Zürich, Stiftung Rübel, 90. Heft: 226 S. – WILDI, O. 1989: MULVA-4, a program package für multivariate data analysis in vegetation science, (unveröff.). Eidg. Anst. forst. Versuchsw. 260 S. – WILMANS, O. 1973: Ökologische Pflanzensoziologie. UTB, Gustav Fischer Verlag, 350 S., Heidelberg. – ZAHLHEIMER, W. 1979: Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage f. d. Naturschutz. In: Hoppea, Denkschr. Regensburg Bot. Ges. 38: 3–398. – ZAHLHEIMER, W. (mdl.): Dipl.-Biol. Willy Zahlheimer, Forststr. 20, 8200 Rosenheim.

Ursula DIEPOLDER
Lusenstraße 11
W-8351 St. Oswald

R. LENZ
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
TU München-Weihenstephan
W-8050 Freising 12