

Vegetationsökologische Untersuchungen als Basis für die Entwicklung naturschutzfachlicher Konzepte zum Umgang mit Altwässern am Beispiel der Amper (Oberbayern)

– André Schwab und Kathrin Kiehl –

Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war, zu klären, ob es bei Altarmen aus naturschutzfachlicher Sicht sinnvoller ist, der natürlichen Sukzession durch Entlandung entgegen zu wirken und die aquatischen Lebensräume zu erhalten oder ob gerade das Nebeneinander unterschiedlicher Verlandungsgrade als besonders wertvoll anzusehen ist. Um einen Beitrag zur Beantwortung dieser Fragen zu leisten, wurden 16 Altarmkomplexe entlang der Amper in Oberbayern ausgewählt und nach fünf verschiedenen Verlandungsgraden (Altarmtypen: „Tiefwasser“, „Flachwasser“, „Röhricht“, „Röhricht mit Gehölz“ und „Wald“) und dem Einfluss des Fließgewässers (angeschlossene Altarme, Hochwasser- beeinflusste und Totarme) in 48 Altarmabschnitte eingeteilt. Außerdem wurden die aquatischen Altarmabschnitte in kürzlich entlandete und nicht entlandete Altwasser unterschieden. Bei den Vegetationsaufnahmen im Jahre 2004 wurden pro Altarmabschnitt neben einer Gesamtartenliste drei bis zwölf Stichproben in Form 1 x 1 m großer Quadrate erfasst. Für die Bewertung wurden Artenzahlen, Anteile von Arten unterschiedlicher pflanzensoziologischer Einheiten sowie Anzahl und Anteil von Rote-Liste-Arten ermittelt. Insgesamt wurden 197 Arten gefunden, von denen 42 auf der Roten Liste Bayerns stehen. Die Gesamtartenzahl der Altarmabschnitte und die mittlere Artenzahl der Aufnahmequadrate steigen von den aquatischen Stadien über „Röhricht“ und „Röhricht mit Gehölz“ zum „Wald“ an. Die meisten Rote-Liste-Arten wurden dagegen in den aquatischen Pionierstadien gefunden. Der aus naturschutzfachlicher Sicht allgemein positiv bewertete Einfluss des Fließgewässers auf die Vegetation von Altwässern konnte bestätigt werden. Sowohl Artenzahl als auch Anzahl und Anteil der Rote-Liste-Arten steigen mit dem Einfluss des Fließgewässers von Totarmen über nur durch Hochwasser beeinflusste bis hin zu angeschlossenen Altarmen an. Auch der Anteil der *Potamogetonetea*-Arten steigt von Totarmen zu angeschlossenen Altwässern, während der Anteil von *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten sinkt. In entschlammten Altwässern sind die Artenzahlen tendenziell höher als in nicht entschlammten, dabei ist der Unterschied jedoch nicht signifikant. Der Anteil der *Potamogetonetea*-Arten ist in entlandeten Altwässern jedoch signifikant höher als in nicht entlandeten. In der Naturschutzpraxis sollte angestrebt werden, möglichst alle Verlandungs- und Altersstadien in einem zusammenhängenden Gebiet zu erhalten. Nach Möglichkeit sollten Altwasser an die Fließgewässer angeschlossen werden oder zumindest regelmäßigen Hochwasserereignissen ausgesetzt sein. In einem Altarmkomplex sollten Entschlammungen – soweit notwendig – zyklisch durchgeführt werden. Gegen die Entlandungsmaßnahmen spricht nichts, solange dabei bestmöglich Rücksicht auf die Fauna und die Vegetation angrenzender Flächen genommen wird.

Abstract: Vegetation analyses as a basis for the development of nature conservation management concepts for oxbow lakes of the River Amper (Upper Bavaria, Germany)

The aim of this study was to determine if natural succession in oxbows (former river meanders) leads to valuable habitats or if it should be interrupted by sediment removal in order to maintain aquatic habitats. To answer these questions 16 oxbow complexes of the River Amper in Bavaria were investigated and classified according to degree of terrestrialization. Five classes of terrestrialization ('deep water' and 'shallow water' = oxbow lakes; 'reed', 'wooded reed' and 'forest') and the relative influence of flowing water (whether oxbow connected to river, influenced only during high water or completely unaffected) were used to classify the complexes into 48 oxbow sections. The effects of sediment removal on the vegetation of oxbow lakes were studied by comparing oxbow lakes with and without sediment removal. In 2004, the vegetation of each oxbow section was analysed by recording and listing total species and three to twelve vegetation relevés of 1 m². In total 197 plant species including 42 Red-List species were found. Species richness increased significantly from aquatic oxbow lakes to terrestrialized oxbows but the proportion of Red-List species declined. Increasing influence of the river had a positive

effect on the vegetation of oxbow lakes. Both species richness and the proportion of Red-List species were significantly higher in oxbow lakes connected to the river than in unaffected oxbow lakes whereas oxbow lakes affected only by flooding showed intermediate values. In oxbow lakes connected to the river or affected by flooding the proportion of species of the *Potamogetonetea* was higher and the proportion of *Phragmiti-Magnocaricetea* species was lower than in unaffected oxbow lakes. Sediment removal had no significant effect on species richness but the proportion of *Potamogetonetea* species was higher in oxbow lakes where sediment had been removed during the last ten years than in lakes without sediment removal. Our results demonstrate that it is important to keep different stages of terrestrialization in one oxbow complex. Oxbow lakes should be connected to the river wherever possible and sediment should be removed cyclically. During the removal of sediment the oxbow fauna and vegetation of adjacent areas should be protected.

Keywords: backwater, diversity, floodplain, reed, sediment removal, succession.

1. Einleitung

In Flusslandschaften stellen Altarme wertvolle Lebensräume für seltene Pflanzen- und Tierarten dar. Sie gelten als Übergang vom Fließ- zum Stillgewässer und können sich im Verlauf der Verlandung von aquatischen zu terrestrischen Standorten entwickeln (GEPP & BAUMANN 1985, SCHIEMER 1995, OERTLI et al. 2005).

Der meist hohe Nährstoffgehalt eines Altwassers sorgt in der Regel für ein üppiges Wachstum der Pflanzen, die nach dem Absterben zur Verlandung und damit langfristig zur Reduktion der Wassertiefe beitragen. Im Verlauf der Sukzession breiten sich Röhrichtarten von den Ufern her in die Wasserfläche hinein aus, bis nur noch kleine Wasseraugen übrig bleiben (MOOR 1969, POTT 1983, BAUMANN 1985, DVWK 1991). Ab einem gewissen Verlandungsgrad können auch Gehölze wie Weiden, Erlen, Eschen und Pappeln die Altarme besiedeln. Am Ende dieser Entwicklung entsteht in Mitteleuropa ebenso wie bei der Verlandung anderer eutropher Gewässer meist ein relativ stabiler Erlenbruchwald (vgl. auch BAUMANN 1985, MIERWALD 1988 und WIEBE 1998). In naturnahen Flusslandschaften sind Altarme stets in verschiedenen Verlandungsgraden vorhanden (BRAVARD et al. 1986). In Mitteleuropa entstanden im letzten Jahrhundert zwar viele Altarme durch Begradigungen der Fließgewässer, aber aufgrund der dadurch stark eingeschränkten Dynamik können sich heutzutage an den meisten Flüssen auf natürliche Art und Weise keine neuen Altarme mehr bilden (BAUMANN 1985, KAUCH 1985, DVWK 1991, SHANKMAN 1993). Obwohl Hochwasserereignisse in flussnahen Altarmen den Abtransport eines Teils des Sedimentes bewirken können, führen sie aber häufig auch durch Ablagerungen mitgeführter Schwebstoffe zu einer Auflandung (KAUCH 1985, SCHIEMER 1995, TYSER et al. 2001). Insgesamt kann der gelegentliche Sedimentaustrag durch Hochwasser die Verlandung bei Altarmen eingedeichtere Flüsse höchstens verzögern aber nicht verhindern (BORNETTE et al. 1994 b).

Als Konsequenz der kontinuierlichen Verlandung und der eingeschränkten Flussdynamik ohne Möglichkeit zur Neubildung von Altwässern folgt, dass ohne den Eingriff des Menschen Altwässer mit der Zeit verlanden und damit als aquatischer Lebensraum verschwinden (BRAVARD et al. 1986). Deshalb stellt sich aus naturschutzfachlicher Sicht die Frage, ob man mit gezielten Maßnahmen in die natürliche Entwicklung eingreifen soll, um den aktuellen Zustand dieser Biotope zu erhalten, oder ob man eine ungelentke Entwicklung erlaubt und den Verlust der aquatischen Lebensräume und damit der darauf spezialisierten Arten in Kauf nimmt (BRAVARD et al. 1986, ROWECK 1990, GORDON & BARTOL 2004). Hinsichtlich der Vegetation lassen sich die Fragen zum Umgang mit Altwässern wie folgt konkretisieren:

- Inwiefern unterscheiden sich verschiedene Verlandungsstadien von Altarmen hinsichtlich der Artenzahl und Artenzusammensetzung und wie sind diese Unterschiede zu bewerten?
- Wie stark beeinflusst das Fließgewässer z. B. durch Hochwasserereignisse die Artenzusammensetzung und die Artenvielfalt der Vegetation von Altwässern?
- Welche Auswirkungen haben Entlandungsmaßnahmen auf die Artenvielfalt und Artenzusammensetzung der Vegetation?

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Als Untersuchungsobjekte wurden Altarme entlang der Amper in Oberbayern, circa 30 bis 50 km nördlich von München ausgewählt. Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturraum Donau-Isar-Hügelland (Tertiär-Hügelland) und umfasst den Flussabschnitt der Amper zwischen Haimhausen und Moosburg. Durch das geringe Gefälle war die Amper ursprünglich ein stark mäandrierendes Fließgewässer. Nach einer umfangreichen Begradigung in den zwanziger Jahren des letzten Jahrhunderts ist eine Vielzahl von Altwässern entstanden (SPIEGEL 1903, KÖNIGLICHES STRASSEN- UND FLUSSBAUAMT MÜNCHEN 1914). Diese sind heute größtenteils vom Fließgewässer getrennt (DINZINGER & PETERS 1999, BAYSTMLU 2001). Einige der Altwässer sind jedoch noch mit dem Fließgewässer verbunden oder wurden innerhalb der letzten 15 Jahre wieder angeschlossen.

3. Material und Methoden

3.1. Auswahl und Beschreibung der untersuchten Altarme

3.1.1. Begriffsdefinitionen

In den oben bereits zitierten Arbeiten über Altwässer werden meist nur die aquatischen Bereiche einstiger Fließgewässer betrachtet. Die vorliegende Arbeit geht jedoch auch auf die verlandeten Bereiche ein. Daher wird Bezug nehmend auf die Entstehungsgeschichte und in Anlehnung an BAUMANN (1985) der Begriff Altarm als Oberbegriff verwendet und wie folgt definiert:

Bei **Altarmen** handelt es sich um ehemalige Fluss- oder Bachabschnitte, welche nur noch sehr schwach, selten oder aber gar nicht mehr durchflossen werden. Je nach Verlandungsstadium kann der gesamte Altarm Wasser führen, nur noch partiell Gewässer aufweisen, oder gänzlich verlandet sein. Als **Altarmabschnitte** werden Teile eines Altarms bezeichnet, die hinsichtlich ihres Verlandungsstadiums und des Einflusses des Fließgewässers (s. 3.1.2.) homogen sind. Sie bilden die Einheit, für die jeweils eine Gesamtartenliste erstellt wurde. Als **Altwasser / Alt(ge)wässer** werden in dieser Arbeit die aquatischen Bereiche eines Altarms bezeichnet, welche ständig oder überwiegend Wasser führen. Sie werden in Anlehnung an die Definitionen des DVWK (1991) unterschieden in „angeschlossene Altwässer“, welche ständig mit dem Fließgewässer verbunden sind und Altwasser, die vom Fließgewässer abgetrennt sind und nur durch Hochwasser beeinflusst werden. Als Totarm werden Altarmabschnitte bezeichnet, die entweder gar nicht oder nur durch Qualmwasser bei Hochwasserereignissen beeinflusst werden. Dabei handelt es sich vor allem um Altarmabschnitte, die außerhalb eines Damms liegen.

3.1.2. Klassifikation der untersuchten Altarmabschnitte

Nach einer ersten Begehung wurden die Altarmabschnitte nach ihrem Verlandungsgrad vorab fünf **Altarmtypen** zugeordnet (siehe auch MIERWALD 1993, TYSER et al. 2001):

- „Tiefwasser“: in den meisten Bereichen > 60 cm Wassertiefe, mindestens 400 m² Wasserfläche.
- „Flachwasser“: überwiegend < 60 cm Wassertiefe, mindestens 400 m² Wasserfläche.
- „Röhricht“: 0–60 cm Wassertiefe, teilweise noch kleine Freiwasserflächen vorhanden, keine Gehölze.
- „Röhricht mit Gehölz“: keine Freiwasserflächen, Röhrichtvegetation dominant, aber mit deutlicher Gehölzdeckung.
- „Wald“: geschlossene Baumschicht, Röhrichtvegetation < 10 % Deckung.

Um den **Einfluss des Fließgewässers** auf den Altarmabschnitt zu erfassen, werden bei den aquatischen Altarmabschnitten die Altwässer eingeteilt in angeschlossene Altwässer, durch Hochwasser beeinflusste Gewässer und Totarme (siehe auch ROBACH et al. 1997 und KIRSCHNER et al. 2001). Die Auswirkungen von **Entlandungsmaßnahmen** werden durch eine Gruppierung in Altwässer, die während der letzten 10 Jahre entschlammt wurden und solche, die diesbezüglich mehr als 10 Jahre unberührt blieben, untersucht.

3.1.3. Beschreibung der gewählten Altarme

Insgesamt wurden 16 Altarmkomplexe ausgewählt, die in der Regel nach der nächstgelegenen Ortschaft benannt wurden (Tab. 1). Bei den meisten wurde die gesamte ehemalige Flussschleife aufgenommen. Ausgenommen sind immer Bereiche, die anthropogen stark verändert wurden, wie zum Beispiel durch landwirtschaftliche Nutzung oder Überbauung. Bei einigen Altarmen (Nr. 6, 7, 10, 15) wurden aus Zeitgründen lediglich die Wasserbereiche aufgenommen.

Tabelle 1: Überblick über die untersuchten Altarme

Fließgewässereinfluss: Tot = Totarm; Hw = Hochwasser beeinflusster Altarm; Ang. = angeschlossenes Altwasser. Altarmtyp: 1 = „Tiefwasser“; 2 = „Flachwasser“; 3 = „Röhricht“; 4 = „Röhricht mit Gehölz“; 5 = „Wald“. Entschlammung in den letzten 10 Jahren: 0 = nein; 1 = ja.

Table 1: Characteristics of the investigated oxbows

Type of influence by the river: Tot = unaffected; Hw. = flood-affected; Ang. = connected to the river. Oxbow-type: 1 = 'deep water'; 2 = 'shallow water'; 3 = 'reed'; 4 = 'wooded reed'; 5 = 'forest'. Sediment removal during the last ten years: 0 = no; 1 = yes.

Altarm	Ortsbezug	Gesamtgröße [ha]	Altarmabschnitte						Aufnahmequadrate			
			Altarmabschnitt	Größe [ha]	Fließgewässereinfluss	Altarmtyp	Entschlammung	Gesamtartenzahl	Arten der Roten Liste	mittlere Wassertiefe [cm]	Makrophyten-Index	Mittlere Artenzahl
1	Haimhausen	11,1	1a	0,41	Tot	4	0	36	3	0	8,0	
			1b	1,00	Tot	3	0	25	1	2	2,9	
			1c	1,44	Tot	1	0	26	4	60	4,5	2,7
			1e	1,60	Ang.	1	1	32	10	70	4,4	5,1
			1g	1,60	Tot	3	0	25	1	10	-	3,3
			1h	1,17	Tot	3	0	26	2	5	-	4,3
			1i	0,92	Tot	4	0	52	4	2	-	6,5
			1j	0,53	Tot	5	0	47	2	0	-	10,9
			1k	0,44	Tot	3	0	12	1	20	-	2,1
			1l	1,57	Tot	5	0	63	4	0	-	12,8
			1m	0,12	Tot	2	0	7	2	25	4,0	1,6
			1n	0,19	Tot	2	0	6	1	40	5,0	0,4
			1o	0,14	Tot	1	0	8	1	120	5,0	2,0
2	Weng	0,83	2a	0,32	Ang.	1	0	16	9	140	4,5	3,4
			2b	0,35	Tot	3	0	41	2	10	5,0	3,3
			2c	0,05	Tot	1	0	6	1	60	-	3,3
			2d	0,12	Tot	1	0	4	1	90	-	0,0
3	Appercha	2,11	3a	1,87	Tot	1	0	12	2	140	4,1	0,9
			3b	0,24	Tot	1	0	15	4	90	4,0	4,2
4	Kranzberg	1,43	4a	0,25	Tot	5	0	31	2	0	-	9,2
			4b	0,22	Tot	4	0	36	2	0	-	8,5
			4c	0,96	Tot	3	0	35	6	0	-	4,6
5	Tünzhausen	0,47	5a	0,34	Tot	1	1	16	2	80	5,0	0,4
			5b	0,13	Tot	1	0	11	2	90	4,9	1,5
6	Tünzhausen 2	0,31	6a	0,23	Ang.	1	1	18	5	90	4,5	4,1
			6b	0,08	Tot	1	1	5	0	140	-	0,0
7	Burghausen	0,72	7a	0,27	Ang.	1	0	25	9	90	4,6	5,3
			7b	0,46	Tot	1	1	11	2	90	5,0	0,8
8	Palzing	1,16	8a	0,17	Ang.	2	0	16	6	25	4,6	2,1
			8b	0,46	HW	3	0	30	5	5	-	3,8
			8c	0,31	HW	1	1	9	2	130	4,6	2,0
			8d	0,21	HW	1	0	9	3	100	4,6	1,0
9	NSG	1,15	9a	0,31	HW	1	1	26	12	100	4,3	5,2
			9b	0,52	Tot	3	0	43	8	8	-	5,3
			9c	0,32	Tot	2	0	14	6	40	4,8	1,7
10	Unterschwaig	0,18	10a	0,18	HW	2	0	21	5	30	4,7	6,0
11	Langenbach	0,63	11a	0,41	HW	2	0	16	5	30	4,4	2,4
			11b	0,1	HW	1	1	12	4	70	4,3	2,8
			11c	0,12	HW	1	1	10	5	70	3,6	1,6
12	Haag	0,8	12a	0,44	HW	4	0	47	3	0	-	9,6
			12b	0,36	HW	1	0	26	9	80	3,5	4,3
13	Spinnsee	0,95	13a	0,95	Ang.	1	1	33	9	80	4,4	3,5
14	Inkofen	0,93	14a	0,93	HW	4	0	51	1	0	-	8,7
15	Thonstetten	0,65	15a	0,17	Ang.	2	0	9	4	50	4,7	1,8
			15b	0,48	HW	1	0	15	3	70	4,5	1,7
16	Wang	1,58	16a	0,97	HW	3	0	50	6	10	-	2,3
			16b	0,36	HW	4	0	56	4	0	-	8,0
			16c	0,26	HW	2	0	15	5	70	4,1	4,0

Für Aussagen über den trophischen Zustand der Altwässer wurde bei den Aufnahmequadraten der aquatischen Altarmtypen der Makrophytenindex nach MELZER (1988) ermittelt. Er gibt anhand des Vorkommens bestimmter Pflanzenarten Hinweise auf die Gewässerqualität (MELZER 1988, SCHNEIDER 2004). Der mittlere Makrophytenindex liegt in den untersuchten Aufnahmequadraten zwischen 3,0 und 5,0 (Tab. 1). Dabei treten Werte unter 3,5 nur bei 6 von 176 Aufnahmequadraten, für die anhand der vorkommenden Wasserpflanzen der Makrophytenindex berechnet werden konnte, auf. Die untersuchten Altwässer liegen damit alle im eutrophen bis hypertrophen Bereich (MELZER 1988).

3.2. Vegetationsaufnahmen

Alle Vegetationsaufnahmen wurden im Zeitraum von Anfang Juni bis Anfang August 2004 durchgeführt. Dabei wurden pro Altarmabschnitt mehrere zufällig platzierte Stichproben in Form 1 x 1 m großer Quadrate aufgenommen (insgesamt 377 Aufnahmen). Für diese Aufnahmequadrate wurde die Häufigkeit der gefundenen Arten in einer fünfstufigen Schätzskala beurteilt. Diese Methode basiert auf einer Methode von KOHLER (1978), welche eine Mischung aus Abundanz und Deckungsgrad beschreibt und so die „Pflanzenmenge“ definiert. Wegen der guten Handhabbarkeit vor allem für aquatische Vegetationsaufnahmen wird sie mittlerweile bei der Untersuchung der Vegetation von Gewässern sehr häufig verwendet (z.B. PALL et al. 2004, SCHNEIDER 2004).

Die einzelnen Stufen bedeuten:

- 1 = Sehr selten / Vereinzelt
- 2 = Selten
- 3 = Verbreitet
- 4 = Häufig
- 5 = Sehr häufig / Massenhaft

Außerdem wurde für jeden Altarmabschnitt eine Gesamtartenliste erstellt, für die nach Beendigung der Aufnahme ebenfalls die Häufigkeit der gefundenen Art in der gleichen fünfstufigen Skala geschätzt wurde. Dabei ist zu beachten, dass die Flächengröße der Altarmabschnitte stark variiert (siehe Tab. 1). Aufgenommen wurde jeweils die gesamte Vegetation im Sohlbereich des Altarmabschnittes, soweit dieser morphologisch erkennbar war. Dadurch wurden bei den aquatischen Altarmabschnitten auch Arten aus den semi-terrestrischen Uferbereichen erfasst. So treten zum Beispiel in den Gesamtartenlisten des Altarmtyps „Tiefwasser“ auch Gehölze auf. Die Aufnahmequadrate konzentrieren sich hingegen auf den flächenmäßig größten Anteil des Altarmabschnittes, so dass hier nur sehr selten Uferbereiche mit einbezogen wurden. Neben den Gefäßpflanzen wurden Armleuchteralgen und Moose aufgenommen und damit alle Makrophyten erfasst. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach der Standardliste von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), die der Moose nach FRAHM & FREY (2004).

3.3. Auswertung

Zum Vergleich der Artenvielfalt wurde für alle Aufnahmequadrate und für die Gesamtartenlisten der untersuchten Altarmabschnitte die Artenzahl ermittelt. Für die Betrachtung der Einflüsse des Fließgewässers und der Entlandungsmaßnahmen auf die Vegetation wurden lediglich die Altgewässer in die Auswertungen mit einbezogen, das heißt die Altarmtypen „Flach- und Tiefwasser“

Zur Bewertung der Artenzusammensetzung wurden Anzahl und Anteil der Arten der Roten Liste Bayerns (inklusive Vorwarnstufe) pro Aufnahmequadrat beziehungsweise Altarmabschnitt bestimmt (SCHEUERER & AHLMER 2003). Nach der Zuordnung aller Arten zu den pflanzensoziologischen Einheiten nach OBERDORFER (2001) wurde eine Stetigkeitstabelle erstellt und der Anteil der Arten der verschiedenen Einheiten an der Artenzahl für die jeweiligen Altarmtypen errechnet. Die Stetigkeitsklassen wurden wie üblich definiert: I: 0–20 %, II: 20–40 %, III: 40–60 %, IV: 60–80 %, V: 80–100 %.

Zur Analyse der Artenzusammensetzung der aquatischen Altarmabschnitte wurde außerdem eine indirekte Gradientenanalyse in Form einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) durchgeführt. Dabei wurden Aufnahmequadrate ohne Vegetationsfunde und Arten, die in weniger als drei Aufnahmequadraten vorkamen, ausgeschlossen. Um eine starke Beeinflussung der Analyse durch die bei Wasserpflanzen häufig auftretende Dominanz einzelner Arten zu vermeiden, wurde die DCA mit Präsenz / Absenz-Daten durchgeführt.

Da der Großteil der Daten nicht normalverteilt war, und dies auch durch entsprechende Transformationen nicht zu ändern war, wurden Unterschiede hinsichtlich der Artenzahl oder der Anteile von Rote-Liste-Arten bzw. pflanzensoziologischer Einheiten zwischen verschiedenen Altarmtypen, unterschiedlichem Fließgewässereinfluss oder entschlammten und nicht entschlammten Altwässern mit nicht-para-

metrischen Tests überprüft. Beim Vergleich zweier Gruppen wurde der Mann-Whitney-U-Test verwendet. Bei mehreren Gruppen wurden die Unterschiede durch einen nicht-parametrischen multiplen Vergleich für mittlere Ränge aller Gruppen (STATISTICA 6.1, StatSoft. 1984–2003) auf Signifikanz geprüft. Die Daten der Aufnahmequadrate wurden pro Altarmabschnitt gemittelt, um Pseudoreplikationen zu vermeiden. Dabei wurden für die Betrachtung des Einflusses der Entlandungsmaßnahmen Aufnahmequadrate ohne Vegetationsfunde, welche sowohl in entschlammten als auch in nicht entschlammten Altarmwässern vorkommen, ausgeschlossen. Bei den statistischen Tests wurde dann mit diesen Mittelwerten weiter gerechnet.

4. Ergebnisse

Insgesamt wurden in den 16 Altarmkomplexen, welche in 48 Altarmabschnitte eingeteilt waren, 197 Pflanzenarten gefunden (Tab. 2). Davon wurden durch die insgesamt 377 Aufnahmequadrate 131 Arten erfasst. In den 30 aquatischen Altarmabschnitten mit 231 Aufnahmequadraten beläuft sich die Gesamtartenzahl auf 80 Arten, von denen 50 Arten durch die Aufnahmequadrate erfasst wurden.

Im weiteren Text werden Artenzahlen, die die Aufnahmequadrate betreffen, jeweils in Klammer hinter die Gesamtartenzahlen gestellt.

4.1. Vergleich der Altarmtypen

4.1.1. Artenzusammensetzung

Tiefwasser

Im Altarmtyp „Tiefwasser“ wurden insgesamt 77 (in den Quadraten 49) Arten erfasst. Wie *Potamogeton pectinatus* und *Elodea nuttallii* zählt etwa ein Drittel dieser Arten zu den *Potamogetonetea pectinati*. Von diesen Arten gehört wiederum ein Drittel zum *Nymphaeion albae* (Abb. 1). Am häufigsten traten *Callitriche palustris* agg., *Nuphar lutea* und *Ranunculus circinatus* auf (Tab. 2). Gut ein Viertel der Arten gehörten zu den *Phragmiti-Magnocaricetea*. Dabei wurde *Carex elata* in fast 70 % und *Phragmites australis* sogar in knapp 90 % der Altarmabschnitte erfasst. Arten der *Bidentetea tripartitae*, *Agrostietea stoloniferae*, *Plantagineetea majoris* und *Artemisietea vulgaris*, sowie der *Galio-Urticenea* und der *Molinietalia caeruleae* kommen nur mit geringen Stetigkeiten vor.

Flachwasser

Von den 43 (25) im Altarmtyp „Flachwasser“ gefundenen Arten lassen sich fast 40 % der *Potamogetonetea* zuordnen und etwa 10 % dem *Nymphaeion* (Abb. 1). Die häufigsten Arten sind *Callitriche palustris* agg. und *Nuphar lutea*, die in 60–80 % der Altarmabschnitte gefunden wurden (Tab. 2). Gut ein Viertel der Arten der „Flachwasser“ gehört zu den *Phragmiti-Magnocaricetea*. *Phragmites australis* war dabei in allen Altarmabschnitten anzutreffen. Mit geringen Anteilen treten Arten der *Molinietalia*, der *Bidentetea* und andere Gesellschaften häufig gestörter Standorte, der *Galio-Urticenea* sowie des *Lemnion minoris* auf (Abb. 1). *Lemna minor* weist mit einem Vorkommen in fast 90 % der Altarmabschnitte die höchste Stetigkeit in diesem Altarmtyp auf (Tab. 2), da die Art nicht nur im *Lemnion* allein sondern auch in Überlagerungen des *Lemnion* mit Röhrichtarten vorkommt.

Röhricht

Im Altarmtyp „Röhricht“ wurden insgesamt 109 (52) Arten gefunden. Die *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten haben dabei den höchsten Anteil an der Artenzahl (Abb. 1). *Phragmites australis* und *Phalaris arundinacea* kommen in mehr als 80 % der Altarmabschnitte dieses Altarmtyps vor, aber auch *Carex acutiformis*, *C. riparia*, *Glyceria maxima* und *Iris pseudacorus* wurden in 60–80 % der Altarmabschnitte gefunden. Fast ebenso groß wie der Anteil dieser Arten ist der Anteil der *Galio-Urticenea*-Arten, von denen *Urtica dioica*, *Impatiens glandulifera* und *Calystegia sepium* die häufigsten sind. Mit etwas geringeren Anteilen kommen Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* und dabei vor allem *Molinietalia*-Arten vor, von denen *Lythrum salicaria* und *Myosotis scorpioides* am häufigsten sind. *Querco-Fagetea*-Arten treten in den als „Röhricht“ eingeordneten Altarmabschnitten nur mit geringen Anteilen auf.

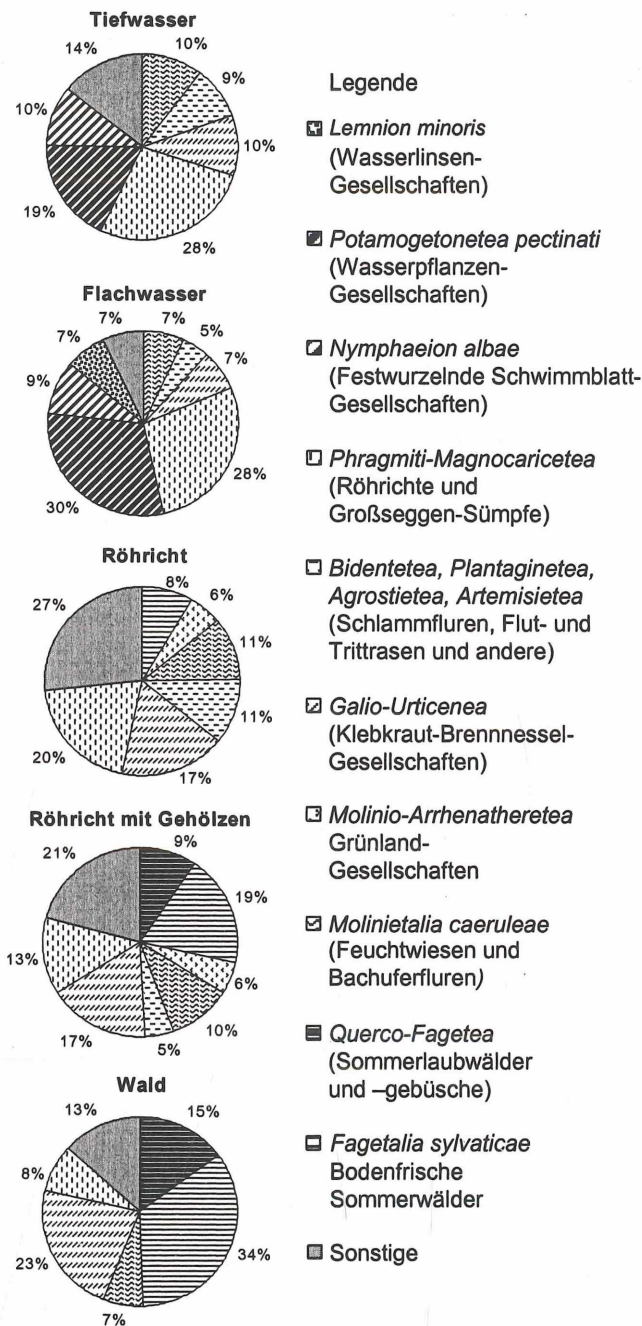


Abbildung 1: Anteil von Arten unterschiedlicher pflanzensoziologischer Einheiten (nach OBERDORFER 2001) an der Artenzahl, dargestellt für die fünf Altarmtypen bezogen auf die Gesamtartenlisten. Einzelnen aufgeführt werden nur Vegetationseinheiten, denen sich mehr als 5 % der gefundenen Arten zuordnen lassen.

Figure 1: Proportion of species of different plant communities (according to OBERDORFER 2001) in relation to total species richness of oxbow sections, shown for the five oxbow-types. Listed are only communities, with more than 5% of the recorded species were found.

Tabelle 2: Stetigkeit der gefundenen Pflanzenarten in den verschiedenen Altarmtypen (Vegetationseinheiten nach OBERDORFER 2001)

Neben der Stetigkeit in den Altarmabschnitten (grau hinterlegt) und den Aufnahmequadraten wird die durchschnittliche Pflanzenmenge in den Quadraten angegeben. Kategorien der Roten Liste Bayerns (SCHEUERER & AHLMER 2003): 1: v. Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, Vo: Vorwarnstufe.

Table 2: Frequency of plant species in different types of oxbows (plant communities according to OBERDORFER 2001)

Columns show frequency in oxbow sections (shaded) and sampling quadrats (Roman numerals) as well as the mean abundance of the species per quadrat. Categories of the Red List of Bavaria (SCHEUERER & AHLMER 2003): 1: in danger of extinction; 2: highly threatened; 3: threatened; Vo: watch list.

Vegetationstyp (Gesamtabschnitt / Quadrat)	Tiefwasser		Flachwasser		Röhricht		Röhricht mit Gehölz		Wald		Rote Liste Kategorie für Bayern
	G	Q	G	Q	G	Q	G	Q	G	Q	
Anzahl der Aufnahmen	22	177	8	54	9	80	6	42	3	24	
Gesamtartenzahl	77	49	43	25	109	52	106	69	75	58	
Mittlere Artenzahl pro Altarmabschnitt	16	3	13	3	32	4	46	8	47	12	
Anteil Rote Liste Arten Bayerns in %	26,4	32,0	32,3	38,7	10,4	8,2	6,2	3,1	5,7	4,7	
Mittlere Vegetationsdeckung in %	-	52	-	50	-	69	-	82	-	67	
Lemnonia minoris Tx. 1955											
<i>Lemna trisulca</i>	II	I 3	III	I 3	I	I 3	-	- -	-	- -	3
<i>Spirodela polyrhiza</i>	II	I 2	II	I 3	I	I 2	-	- -	-	- -	Vo
<i>Lemna minor</i>	IV	II 3	V	III 3	V	I 3	I	- -	-	- -	
Potamogetonetea pectinati Klika in Klika et Novak 1941											
<i>Potamogeton lucens</i>	I	I 5	-	- -	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Sparganium natans</i>	I	- -	I	- -	-	- -	-	- -	-	- -	2
<i>Potamogeton trichoides</i>	I	I 2	I	I 4	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Elodea canadensis</i>	II	I 3	I	I 4	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Elodea nuttallii</i>	II	II 3	II	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	III	II 3	II	I 4	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Potamogeton pusillus</i>	I	I 2	I	- -	-	- -	-	- -	-	- -	Vo
<i>Potamogeton crispus</i>	II	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	II	I 4	I	I 2	-	- -	-	- -	-	- -	Vo
<i>Hippuris vulgaris</i>	II	I 3	I	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Potamogeton nodosus</i>	-	- -	I	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Chara spec.</i>	I	I 3	I	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	II	I 3	II	I 3	I	I 3	-	- -	-	- -	3
<i>Fontinalis antipyretica</i>	I	I 5	I	I 5	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Zannichellia palustris</i>	I	- -	I	- -	I	I 3	-	- -	-	- -	Vo
Nymphaeion albae Oberd. 1957											
<i>Nymphaea alba</i>	I	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Ranunculus circinatus</i>	III	I 3	-	- -	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Potamogeton friesii</i>	I	I 4	-	- -	-	- -	-	- -	-	- -	2
<i>Ceratophyllum demersum</i>	II	I 4	I	I 5	-	- -	-	- -	-	- -	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	I	I 4	I	- -	-	- -	-	- -	-	- -	3
<i>Persicaria amphibia</i>	I	I 5	-	- -	I	I 1	-	- -	-	- -	
<i>Nuphar lutea</i>	IV	II 4	IV	II 4	II	I 2	-	- -	-	- -	
<i>Callitriche palustris</i> agg.	II	II 4	IV	II 3	III	I 3	-	- -	-	- -	Vo

Phragmiti-Magnocaricetea Klika in Klika et Novak 1941														
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	I	I	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Vo
<i>Typha latifolia</i>	I	I	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Sparganium emersum</i>	II	I	3	I	I	5	-	-	-	-	-	-	-	Vo
<i>Alisma plantago-aquatica</i> agg.	II	I	3	III	I	4	I	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex hydrolapathum</i>	II	I	5	II	-	-	II	I	1	-	-	-	-	Vo
<i>Carex pseudocyperus</i>	I	I	3	II	I	4	I	I	3	-	-	-	-	3
<i>Veronica beccabunga</i>	I	-	-	I	-	-	II	-	-	-	-	-	-	
<i>Nasturtium officinale</i>	I	I	2	-	-	-	II	I	3	-	-	-	-	Vo
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	I	-	-	-	-	-	II	I	2	-	-	-	-	
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-	-	Vo
<i>Mentha x verticillata</i> agg.	-	-	-	-	-	-	II	-	-	-	-	-	-	
<i>Eleocharis austriaca</i>	-	-	-	-	-	-	I	I	3	-	-	-	-	Vo
<i>Epilobium obscurum</i>	-	-	-	-	-	-	II	I	2	I	-	-	-	
<i>Mentha aquatica</i>	II	I	4	-	-	-	II	-	-	I	I	1	-	
<i>Galium palustre</i> ssp. <i>palustre</i>	I	I	1	-	-	-	III	I	3	V	I	2	-	
<i>Carex elata</i>	IV	I	3	II	-	-	II	I	4	V	I	3	-	
<i>Lycopus europaeus</i>	I	I	1	II	-	-	II	I	2	II	I	1	-	
<i>Carex riparia</i>	II	I	4	II	I	3	IV	I	3	II	I	2	-	3
<i>Glyceria maxima</i>	I	I	3	III	I	5	IV	II	4	IV	I	4	-	
<i>Equisetum fluviatile</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	1	-	
<i>Poa palustris</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	2	II	Vo
<i>Carex acutiformis</i>	I	-	-	-	-	-	IV	I	4	V	IV	3	IV	II
<i>Scutellaria galericulata</i>	II	I	2	-	-	-	II	I	3	III	I	2	II	I
<i>Iris pseudacorus</i>	III	I	3	III	I	1	IV	-	-	V	II	3	IV	I
<i>Lysimachia vulgaris</i>	II	I	1	-	-	-	III	I	2	V	I	4	II	-
<i>Phalaris arundinacea</i>	IV	I	3	IV	-	-	V	II	4	V	II	3	IV	I
<i>Phragmites australis</i>	V	I	3	V	I	3	V	V	4	V	III	3	II	-
Bidentetea tripartitae Tx. et al., Plantaginetea majoris Tx. et Preising, Artemisietea vulgaris Lohmeyer et al. (alle in Tx. 1950), Agrostietea stoloniferae Oberd. et Müller in Görs 1968														
<i>Rumex crispus</i>	I	-	-	I	-	-	I	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex palustris</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-	-	3
<i>Rorippa palustris</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-	-	
<i>Rumex conglomeratus</i>	I	-	-	-	-	-	II	-	-	-	-	-	-	
<i>Veronica catenata</i>	I	-	-	-	-	-	I	I	3	-	-	-	-	3
<i>Ranunculus repens</i>	-	-	-	-	-	-	I	I	1	-	-	-	-	
<i>Carex hirta</i>	-	-	-	-	-	-	II	-	-	-	-	-	-	
<i>Mentha longifolia</i>	-	-	-	-	-	-	II	-	-	-	-	-	-	
<i>Agrostis stolonifera</i>	-	-	-	-	-	-	II	I	4	I	I	3	-	
<i>Cirsium arvense</i>	-	-	-	-	-	-	III	I	1	II	-	-	-	
<i>Potentilla reptans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	4	-	
<i>Galeopsis speciosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	2	-	Vo
<i>Calamagrostis epigejos</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	3	-	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	1	IV	I
<i>Equisetum arvense</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	III	I	2	IV	I
<i>Lysimachia nummularia</i>	I	I	4	I	-	-	III	I	3	V	I	4	IV	I

<i>Galio-Urticenea</i> Th. Müller in Oberd. 1983												
<i>Epilobium hirsutum</i>	I	-	-	I	-	-	II	-	-	-	-	-
<i>Epilobium parviflorum</i>	I	-	-	I	-	-	III	I	1	-	-	-
<i>Epilobium juvenil</i>	I	-	-	-	-	-	II	I	1	I	1	-
<i>Calystegia sepium</i>	I	I	1	-	-	-	V	I	3	III	I	2
<i>Solanum dulcamara</i>	IV	I	2	IV	I	3	IV	I	3	III	I	2
<i>Scrophularia umbrosa</i>	-	-	-	-	-	-	II	I	3	I	-	-
<i>Impatiens glandulifera</i>	I	I	3	-	-	-	V	II	4	V	III	4
<i>Urtica dioica</i>	I	-	-	-	-	-	V	II	4	V	III	3
<i>Poa trivialis</i>	-	-	-	-	-	-	IV	I	2	III	I	3
<i>Impatiens parviflora</i>	-	-	-	-	-	-	III	I	2	V	I	2
<i>Galium aparine</i>	-	-	-	-	-	-	IV	I	3	V	I	3
<i>Amblystegium juratzkanum</i>	-	-	-	-	-	-	I	I	2	I	-	-
<i>Rubus caesius</i>	-	-	-	-	-	-	II	I	3	V	III	2
<i>Glechoma hederacea</i>	-	-	-	-	-	-	III	I	2	V	II	4
<i>Lamium maculatum</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	4
<i>Aegopodium podagraria</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	I	-	-
<i>Geum urbanum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	2
<i>Moehringia trinervia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alliaria petiolata</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Tx. 1937												
<i>Mentha arvensis</i>	-	-	-	-	-	-	II	I	2	I	-	-
<i>Vicia cracca</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	II	-	-
<i>Poa pratensis</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	2
<i>Deschampsia cespitosa</i>	-	-	-	-	-	-	II	I	1	V	I	2
<i>Galium mollugo</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	III	I	4
<i>Molinietalia caeruleae</i> W. Koch 1926												
<i>Myosotis scorpioides</i>	II	I	2	II	-	-	III	I	4	-	-	-
<i>Caltha palustris</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	-	-	-
<i>Equisetum palustre</i>	I	-	-	-	-	-	I	I	1	-	-	-
<i>Lythrum salicaria</i>	III	I	2	II	I	2	III	I	2	II	I	2
<i>Carex flava</i> agg.	-	-	-	-	-	-	I	-	-	I	-	-
<i>Geum rivale</i>	-	-	-	-	-	-	II	-	-	II	-	-
<i>Valeriana officinalis</i>	-	-	-	-	-	-	II	-	-	II	I	4
<i>Filipendula ulmaria</i>	I	-	-	-	-	-	I	-	-	IV	II	3
<i>Symphytum officinale</i>	I	-	-	II	-	-	V	I	2	V	II	2
<i>Stachys palustris</i>	I	I	1	-	-	-	II	-	-	II	I	1
<i>Thalictrum flavum</i>	-	-	-	-	-	-	II	-	-	V	I	2
<i>Cirsium oleraceum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	1
<i>Angelica sylvestris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	-	-
<i>Querco-Fagetea</i> Br. – Bl. et Vlieger in Vlieger 1937												
<i>Poa nemoralis</i>	-	-	-	-	-	-	II	-	-	I	-	-
<i>Rhamnus cathartica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	-	-
<i>Deschampsia flexuosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	2
<i>Viburnum opulus</i>	-	-	-	-	-	-	I	-	-	V	I	3
<i>Cornus sanguinea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	V	I	2
<i>Crataegus spec.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	-	-
<i>Viola riviniana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melica nutans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Vo

Vo

Fagetalia sylvaticae Pawlowski in Pawlowski et al. 1928														
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	II	I	1	-	-	-	Vo
<i>Cardamine amara</i>	-	-	-	-	-	II	-	II	-	-	-	-	-	
<i>Circaea lutetiana</i>	-	-	-	-	-	-	-	I	I	4	-	-	-	
<i>Ranunculus ficaria</i>	-	-	-	-	-	I	I	1	I	3	-	-	-	
<i>Humulus lupulus</i>	I	-	-	-	-	V	I	3	V	I	2	V	I	1
<i>Impatiens noli-tangere</i>	I	-	-	-	-	III	I	3	V	II	3	V	IV	3
<i>Scrophularia nodosa</i>	-	-	-	-	-	II	-	-	I	-	-	IV	I	1
<i>Euonymus europaea</i>	-	-	-	-	-	I	-	-	IV	I	2	V	II	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	-	-	-	-	I	-	-	V	I	3	V	III	2
<i>Festuca gigantea</i>	-	-	-	-	-	II	-	-	III	I	2	V	II	2
<i>Silene dioica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	III	I	1	II	-	-
<i>Alnus glutinosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	III	-	-	II	-	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	-	-	-	-	I	-	-	I	-	-	II	I	2
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	V	I	1	V	V	2
<i>Prunus padus</i>	-	-	-	-	-	II	-	-	V	II	2	V	III	2
<i>Quercus robur</i>	-	-	-	-	-	I	-	-	I	-	-	IV	I	1
<i>Primula elatior</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	II	-	-	V	I	2
<i>Arum maculatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	1	II	-	-
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	2	IV	-	-
<i>Plagiomnium undulatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	1	V	I	2
<i>Alnus incana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	III	I	1	V	II	2
<i>Pulmonaria obscura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	I	I	2	IV	II	2
<i>Ulmus glabra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	-	IV	I	2
<i>Lonicera xylosteum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	I	-	-	IV	I	1
<i>Polygonatum multiflorum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	-	-
<i>Ajuga reptans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	I	4
<i>Stachys sylvatica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	V	I	2
<i>Paris quadrifolia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	V	II	3
<i>Brachythecium rutabulum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	I	2
<i>Carex brizoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	IV	I	3
<i>Viola spec.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	1
<i>Listera ovata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	1
<i>Pulmonaria officinalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	3
<i>Acer campestre</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	1
<i>Acer platanoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	1
<i>Anemone nemorosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	II	I	2
Salicetea purpureae Moor 1958														
<i>Salix purpurea</i>	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	4	-	-	-
<i>Salix alba</i>	I	-	-	-	-	II	I	1	IV	I	1	II	-	-
<i>Populus x canadensis</i>	-	-	-	-	-	I	-	-	II	I	1	IV	-	-

Außerdem mit geringen Stetigkeiten: Im Altarmtyp „Tiefwasser“: *Groenlandia densa* (3) *Hydrocharis morsus-ranae* (2), *Juncus articulatus*, *Potamogeton obtusifolius*, *Sparganium angustifolium* (1); Im Altarmtyp „Flachwasser“: *Equisetum hyemale* (Vo), *Sparganium angustifolium* (1), *S. erectum*; Im Altarmtyp „Röhricht“: *Acorus calamus*, *Alisma lanceolatum* (3), *Arrhenatherum elatius*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Epiobium palustre*, *E. tetragonum*, *Juncus articulatus*, *Peucedanum palustre* (Vo), *Poa annua*, *Polygonum aviculare* agg., *Rubus idaeus*, *Tephrosia helenitis* ssp. *helenitis* (3), *Solidago canadensis*, *Trifolium repens*, *Tussilago farfara*; Im Altarmtyp „Röhricht mit Gehölz“: *Betula pubescens* (Vo), *Calliergonella cuspidata*, *Cannabis sativa*, *Chenopodium album*, *Cirsium palustre*, *Corylus avellana*, *Daucus carota*, *Elymus caninus*, *Equisetum sylvaticum*, *Eurhynchium hians*, *E. striatum*, *Galium rotundifolium*, *Geranium robertianum*, *Molinia caerulea*, *Parthenocissus inserta*, *Salix caprea*, *Taraxacum spect.*; Im Altarmtyp „Wald“: *Athyrium filix-femina*, *Berberis vulgaris*, *Heracleum mantegazzianum*, *Lathyrus pratensis*.

Röhricht mit Gehölz

Im Altarmtyp „Röhricht mit Gehölz“ machen die *Quercus-Fagetum*-Arten dagegen schon knapp ein Drittel der 106 (69) gefundenen Arten aus. Arten der *Fagetalia sylvaticae* wie *Fraxinus excelsior*, *Prunus padus* und *Brachypodium sylvaticum* kommen in mehr als 80 % der diesem Altarmtyp zugeordneten Altarmabschnitte vor (Tab. 2). In allen der hier untersuchten Altarmabschnitten kommen *Galio-Urticenea*-Arten wie *Rubus caesius*, *Urtica dioica*, *Impatiens glandulifera* sowie *Impatiens noli-tangere* und *Glechoma hederacea* vor. Von den ebenfalls häufigen Arten der *Molinio-Arrhenatheretea* gehört die Mehrzahl zu den *Molinietalia*. Am häufigsten treten dabei *Thalictrum flavum* und *Filipendula ulmaria* auf (Tab. 2). *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten kommen in diesem Altarmtyp zwar mit geringeren Artmächtigkeiten vor als im Altarmtyp „Röhricht“, *Phragmites australis* wurde jedoch noch in mehr als der Hälfte der Aufnahmequadrate erfasst und kommt zusammen mit *Iris pseudacorus* und *Phalaris arundinacea* in allen Altarmabschnitten vor.

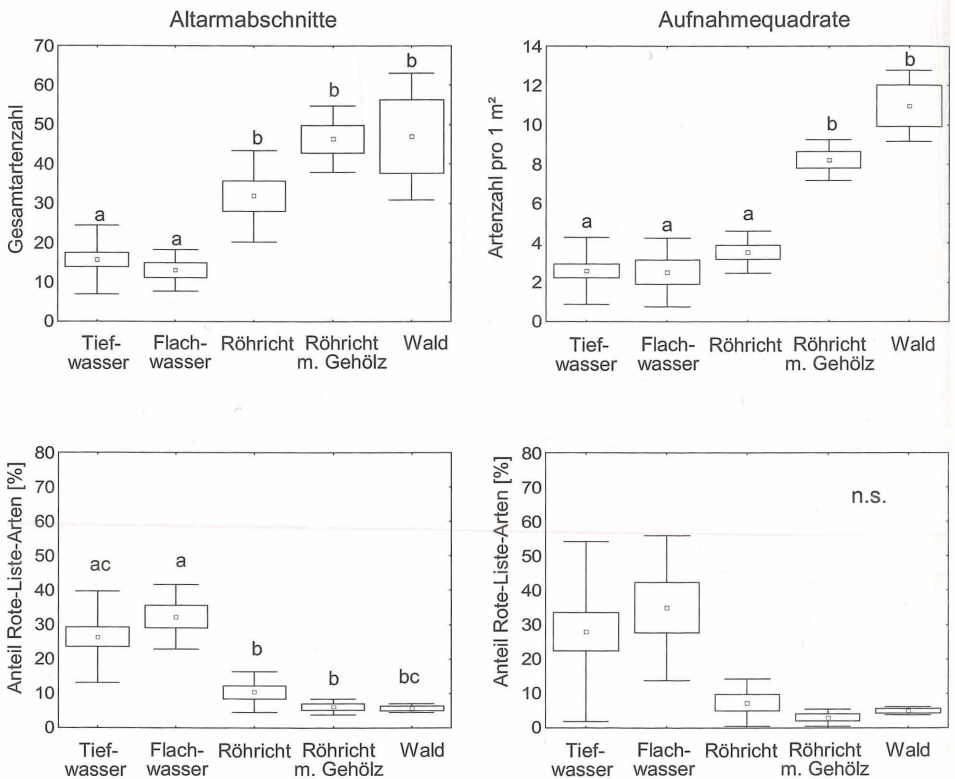


Abbildung 2: Artenzahlen und Anteil der Rote-Liste-Arten an der Artenzahl der verschiedenen Altarmtypen, dargestellt für die Gesamtartenlisten (links) und die durch die Aufnahmequadrate erfassten Arten (rechts). Die Box-Plots zeigen Mittelwert (□), Standardfehler und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$). „n.s.“ steht für nicht signifikante Unterschiede.

Figure 2: Species richness and the proportion of Red-List species in relation to species richness in the different oxbow-types, shown for oxbow sections (left) and for sampling squares (right). Box plots show mean (□), standard error and standard deviation. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$). 'n.s.': not significant.

Wald

Bei den untersuchten Altarmabschnitten, die zu Beginn der Geländeuntersuchungen dem Typ „Wald“ zugeordnet wurden, zeigte eine genauere Untersuchung der Topographie und des Substrats, dass es sich wahrscheinlich nicht um eine natürliche Endstufe der Verlandung handelt, sondern um anthropogen verfüllte Bereiche der Altarme. Bei den Bäumen handelt es sich meist um Aufforstungen von Weiden und Pappeln. Insgesamt wurden hier 75 (58) verschiedene Arten aufgenommen, von denen etwa die Hälfte den *Quercus-Fagetea* und ein Drittel den *Fagetalia* zugeordnet wurde (Abb. 1). In allen drei untersuchten Altarmabschnitten kommen als *Alno-Ulmion minoris*-Arten *Stachys sylvatica*, *Prunus padus*, *Festuca gigantea*, *Alnus incana* und *Plagiommium undulatum* vor, während Arten der *Alnetea glutinosae* wie *Carex elongata* oder *Lycopus europaeus* fehlen. *Galio-Urticenea*-Arten sind mit einem Anteil von 23% vertreten. Hier weisen besonders die beiden Springkrautarten *Impatiens noli-tangere* und *I. parviflora* sowie *Glechoma hederacea* eine hohe Stetigkeit auf. Wesentlich geringer ist dagegen der Anteil der *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten (Abb. 1).

4.1.2. Artendiversität und Rote-Liste-Arten

Sowohl die Gesamtartenzahlen pro Altarmabschnitt als auch die mittleren Artenzahlen der Aufnahmequadrate nehmen von den Gewässern zum Altarmtyp „Wald“ hin deutlich zu. Dabei sind die Unterschiede zwischen den terrestrischen Altarmtypen und den aquatischen Stadien signifikant (Abb. 2). Insgesamt wurden 42 Arten der Roten Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns gefunden. Die mittlere Anzahl der Rote-Liste-Arten pro Aufnahmequadrat sinkt vom „Tiefwasser“ mit 4,5 Arten zum Altarmtyp „Wald“ mit durchschnittlich 2,7 Arten. Maximal wurden pro Altarmabschnitt im „Wald“ und im „Röhricht mit Gehölz“ 4 Arten, im „Röhricht“ 8 Arten und im „Flachwasser“ 6 Rote-Liste-Arten erfasst. Die meisten Rote-Liste-Arten pro Altarmabschnitt fanden sich in einem „Tiefwasser“ im Naturschutzgebiet bei Palzing (9a) mit 12 Arten. Der Anteil der Rote-Liste-Arten liegt somit bei den aquatischen Altarmtypen deutlich höher als bei den terrestrischen (Abb. 2).

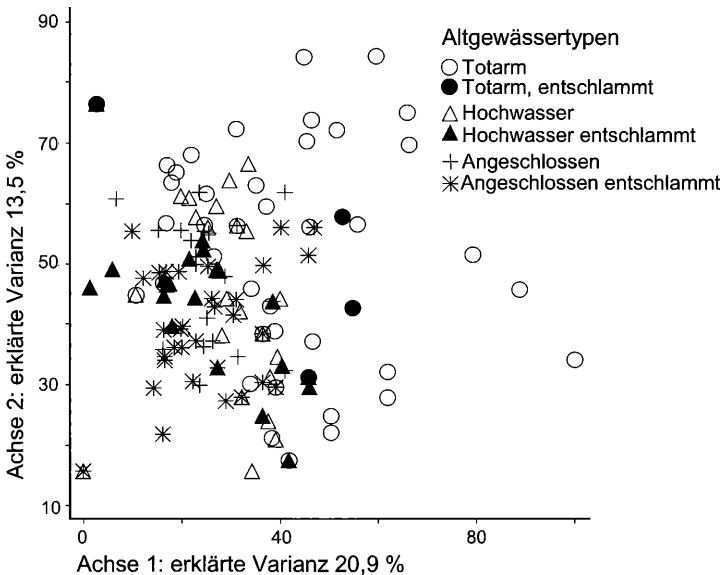


Abbildung 3: Ordination der Vegetationsaufnahmen der aquatischen Aufnahmequadrate durch eine DCA. Die Signaturen kennzeichnen den Fließgewässereinfluss und den Einfluss der Entlandungsmaßnahmen.

Figure 3: DCA ordination of the vegetation relevés of the oxbow lakes. The symbols indicate the influence of the river for plots with and without sediment removal.

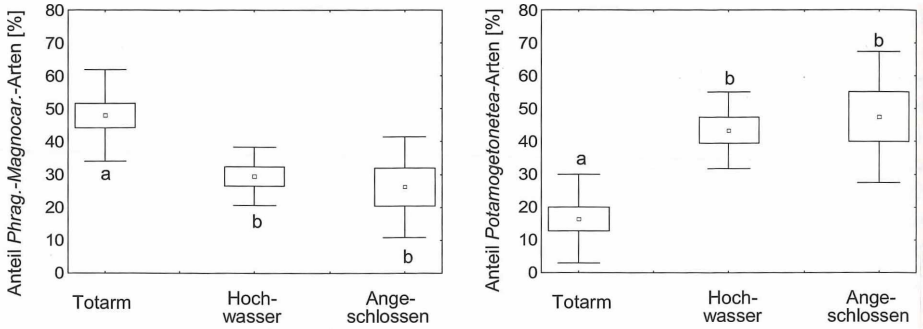


Abbildung 4: Einfluss des Fließgewässers auf die Anteile der *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten (links) und der *Potamogetonetea*-Arten (rechts) an der Gesamtartenzahl in den aquatischen Altarmabschnitten. Die Box-Plots zeigen Mittelwert (□), Standardfehler und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$).

Figure 4: Influence of the river on the proportions of *Phragmiti-Magnocaricetea* species (left) and of *Potamogetonetea* species (right) in relation to total species richness in oxbow lake sections. Box plots show mean (□), standard error and standard deviation. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

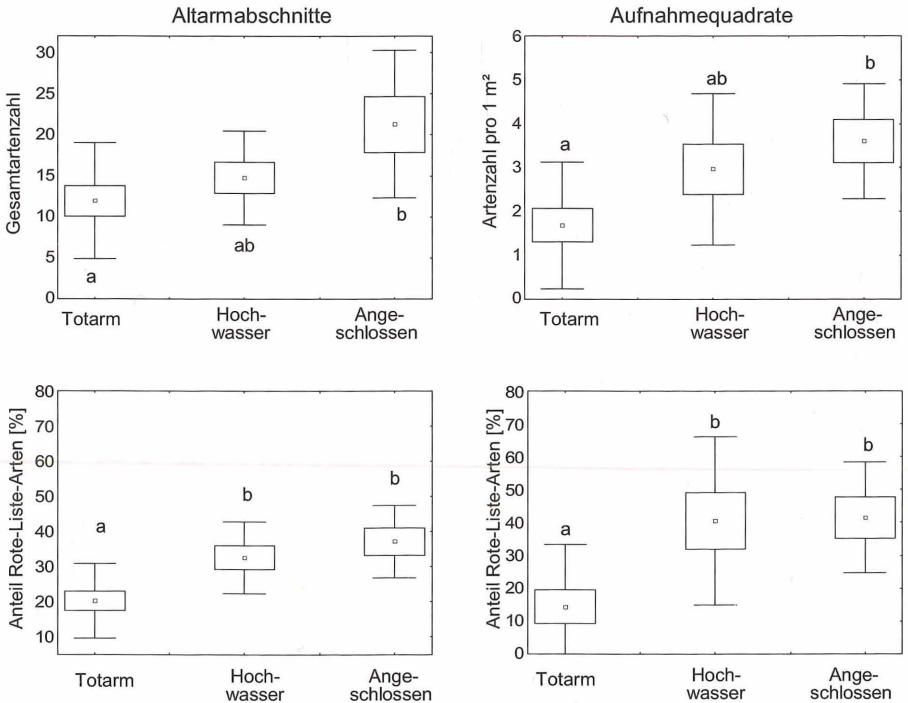


Abbildung 5: Einfluss des Fließgewässers auf die Artenzahlen und Anteil der Rote-Liste-Arten an der Gesamtartenzahl [%], dargestellt für die Gesamtartenlisten (links) und die durch die Aufnahmequadrate erfassten Arten (rechts) (nur aquatische Altarmabschnitte). Die Box-Plots zeigen Mittelwert (□), Standardfehler und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch signifikante Unterschiede ($p < 0,05$).

Figure 5: Influence of the river on species richness and the proportion of Bavarian Red-List species in relation to total species richness in oxbow lakes, shown for oxbow sections (left) and for sampling squares (right) (only aquatic oxbow sections). Box plots show mean (□), standard error and standard deviation. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

4.2. Einfluss des Fließgewässers auf die Artenzusammensetzung und Artenvielfalt der aquatischen Altarmabschnitte

Die Ergebnisse der DCA zeigen, dass sich die Vegetation der Totarme hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung von der Vegetation der durch Hochwasser beeinflussten oder direkt an das Fließgewässer angeschlossenen Altarmabschnitte unterscheidet (Abb. 3). In den Totarmen überwiegen Arten der *Phragmiti-Magnocaricetea*, während in angeschlossenen oder durch Hochwasser gefluteten Altarmabschnitten ein signifikant höherer Anteil an *Potamogetonetea*-Arten zu finden ist (Abb. 4).

Mit zunehmendem Einfluss des Fließgewässers steigen die Artenzahlen an. Bei den Gesamtartenlisten der Altarmabschnitte und bei den Aufnahmequadraten unterscheiden sich Totarme und angeschlossene Altwässer signifikant, während die nur durch Hochwasser beeinflussten Altarmabschnitte eine Mittelstellung einnehmen.

Der Anteil der Arten der Roten Liste Bayerns ist sowohl bei Betrachtung der Gesamtartenlisten als auch bei den Aufnahmequadraten in den durch das Fließgewässer beeinflussten Altarmabschnitten signifikant höher als in den Totarmen (Abb. 5).

4.3. Auswirkungen von Entlandungsmaßnahmen auf Artenzusammensetzung und Artenvielfalt der aquatischen Altarmabschnitte

Im Gegensatz zum Einfluss des Fließgewässers ist der Einfluss der Entschlammung im Ordinationsdiagramm etwas weniger deutlich (Abb. 3). Bei den angeschlossenen und den nur durch Hochwasser beeinflussten Altarmabschnitten ähnelt sich die Artenzusammensetzung der Vegetation entschlammter und nicht entschlammter Altarmabschnitte. Dagegen unterscheidet sich die Vegetation nicht entschlammter Totarme wegen ihres hohen Anteils an *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten von der Vegetation der übrigen Altarmabschnitte. In den entschlammten Altwässern ist dagegen der Anteil an Arten der *Potamogetonetea* signifikant höher als in den nicht entschlammten (Tab. 3).

Weder für die Artenzahlen noch für den Anteil oder die Anzahl der Rote-Liste-Arten konnte ein signifikanter Einfluss der Entschlammung festgestellt werden.

Tabelle 3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Artenzahlen sowie der Anteile der Arten der Roten Liste Bayerns, der *Potamogetonetea*-Arten und der *Phragmiti-Magnocaricetea*-Arten an der Gesamtartenzahl [%] unterschieden nach entschlammten und nicht entschlammten Altwässern, dargestellt für die Gesamtartenlisten und die durch die Aufnahmequadrate erfassten Arten. Hoch signifikante Unterschiede ($p < 0,01$) werden durch „**“ gekennzeichnet, „n.s.“ steht für nicht signifikante Unterschiede.

Table 3: Species richness and the proportions of Red-List species, *Potamogetonetea* species and *Phragmiti-Magnocaricetea* species in relation to total species richness of oxbow lakes with and without sediment removal. Values represent means \pm 1 standard deviation for whole oxbow lakes and for sampling squares. Significant differences ($p < 0.01$) are marked by **; 'n.s.': not significant.

Entlandet	Altarmabschnitte			Aufnahmequadrate		
	ja (n=10)	nein (n=20)		ja (n=9)	nein (n=19)	
mittlere Artenzahl	17,2 \pm 9,9	13,9 \pm 6,7	n.s.	3,0 \pm 1,6	2,8 \pm 1,4	n.s.
Anteil der Arten der Roten Liste Bayerns [%]	26,9 \pm 14,9	28,5 \pm 11,5	n.s.	28,7 \pm 20,3	32,6 \pm 25,4	n.s.
Anteil der <i>Potamogetonetea</i> -Arten [%]	35,4 \pm 20,4	29,9 \pm 20,7	n.s.	87,3 \pm 12,3	58,6 \pm 27,7	**
Anteil der <i>Phragmiti-Magnocaricetea</i> -Arten [%]	32,4 \pm 13,8	39,9 \pm 16,9	n.s.	3,2 \pm 4,6	10,9 \pm 13,2	n.s.

5. Diskussion

5.1. Naturschutzfachliche Bedeutung der unterschiedlichen Verlandungsstadien

An der Amper entwickelten sich die durch die Begrüdigung Anfang des zwanzigsten Jahrhunderts entstandenen Altarme sehr heterogen. Durch verschiedenste natürliche und anthropogene Einflüsse, wie Hochwasser, Stoffeintrag, Fischbesatz, Mahd und Entlandungen sind heute unterschiedliche Verlandungsstadien zu finden.

Die von den aquatischen zu den terrestrischen Altarmtypen zunehmenden Artenzahlen lassen sich dadurch erklären, dass es generell weniger Wasser- als Landpflanzen gibt und Extremstandorte wie die aquatischen Altarmabschnitte weniger Arten einen Lebensraum bieten als terrestrische und semiterrestrische Standorte (ELLENBERG et al. 1992, KIEHL & WEISNER 1998). Zudem bilden Wasserpflanzen wegen der homogenen Standortverhältnisse im Wasser oft große Reinbestände einzelner Arten (BAUMANN 1985, MIERWALD 1988), welche die Diversität mindern. Aufgrund der heterogenen Standortbedingungen durch den unterschiedlichen Feuchtegrad innerhalb eines Altarmabschnitts weisen die Altarmtypen „Röhricht“ und „Röhricht mit Gehölz“, ähnlich wie in der Untersuchung von KLEIKAMP (1996), die vielfältigste Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften auf. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Artenvielfalt mit zunehmendem Verlandungsgrad bis zum Endstadium hin steigt (vgl. PARDEY 1992, KLEIKAMP 1996), auch wenn die hohen Artenzahlen im Altarmtyp „Wald“ in der vorliegenden Arbeit aufgrund des stark anthropogenen Einflusses nur unter Vorbehalt in die Betrachtungen einbezogen werden können (s. 4.1.1).

Im Gegensatz zu den Artenzahlen sind die Anzahl und der Anteil der Rote-Liste-Arten bei den aquatischen Altarmabschnitten deutlich höher als in den terrestrischen. In den terrestrischen Altarmabschnitten handelt es sich überwiegend um Arten der Vorwarnstufe, während bei den Wasserpflanzen mehr als zwei Drittel der Rote-Liste-Arten zu den Gefährdungskategorien 1 bis 3 zählen. Im Hinblick auf besonders schützenswerte Arten weisen demnach die aquatischen Stadien die größere naturschutzfachliche Bedeutung auf.

Beim Vergleich ganzer Altarme und Altarmkomplexe sind diejenigen als besonders wertvoll einzustufen, in denen sowohl artenreiche terrestrische Bereiche als auch die für seltene Wasserpflanzenarten notwendigen Wasserstadien vorliegen. Kombiniert man Standorttypen verschiedenen Alters und unterschiedlicher Verlandungsstadien, so erzielt man die größte γ -Diversität. Auch TOCKNER et al. (1998) stellten fest, dass das gemeinsame Vorkommen von Gewässern unterschiedlichen Alters innerhalb eines Auenbereichs bereits eine hohe Artenvielfalt bewirkt.

5.2. Einfluss des Fließgewässers

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigen den starken und aus naturschutzfachlicher Sicht positiven Einfluss des Fließgewässers auf die Vegetation von Altgewässern, der bereits in anderen Arbeiten festgestellt wurde (JANAUER 1997, TYSER et al. 2001, CRISTOFOR et al. 2003). Die im Ordinationsdiagramm sichtbare Trennung der durch das Fließgewässer beeinflussten Altwasser (angeschlossen oder durch Hochwasser beeinflusst) und der Totarme durch die höhere Artenzahl und den höheren Anteil von Rote-Liste-Arten in beeinflussten Altwässern und dem höheren Anteil der Arten der Röhrichte und Großseggen-Sümpfe in Totarmen zustande (vgl. auch KLEIKAMP 1996). Ausschlaggebend hierfür ist hauptsächlich die Störung durch Hochwasser, bei der ein Teil des Sedimentes und der akkumulierten Streu abgetragen wird und teilweise an anderer Stelle wieder anlandet. Durch den Abtrag wird die Akkumulation mächtiger Schlammauflagen vermindert, die zu ungünstigen Lebensbedingungen führt (BRAVARD et al. 1986, BORNETTE et al. 1994 b), und neue Pionierstandorte werden geschaffen (SCHIEMER 1995, KLEIKAMP 1996, TYSER et al. 2001). Diese ermöglichen eine Ansiedlung konkurrenzschwächerer Arten, welche sich in einer bestehenden Pflanzendecke nicht durchsetzen könnten (vgl. MIERWALD 1993, TYSER et al. 2001).

Durch Störung, Anlandung und Abtransport eines Teils des Sediments durch das Fließgewässer lässt sich auch das räumlich getrennte Vorkommen der Arten der Wasserpflanzen-

Gesellschaften sowie der Röhricht- und Schwimmblattpflanzenarten erklären. Während letztere überwiegend in Totarmen vorkommen, wo sich mächtigere Schlammauflagen und ausgeprägte, ungestörte Ufergürtel finden, dominieren die *Potamogetonetea*-Arten in den vom Fließgewässer beeinflussten und öfter gestörten Altwässern. Ähnliches stellten auch TYSER et al. (2001) bei Untersuchungen von Veränderungen der Pflanzengemeinschaften in Altwässern des Mississippi innerhalb von zwanzig Jahren fest. Während die Artenvielfalt der Vegetation in den ersten 18 Jahren stark abnahm und Wasserpflanzengemeinschaften zurückgingen, änderte sich das Bild schlagartig nach einem großen Hochwasser.

Da ausgeprägte Hochwasser an der Amper nur selten auftreten, sind die beschriebenen Effekte besser an den angeschlossenen und somit häufiger auch von kleinen Hochwässern betroffenen Altwässern zu erkennen als an den ausschließlich von großen Hochwässern beeinflussten Altwässern (vgl. BORNETTE et al. 1994 a, TOCKNER et al. 1998). Regelmäßige Hochwasser begünstigen zudem die Ausbreitung von Diasporen innerhalb der Flussaue (VOGT et al. 2006). So können Samen und vegetative Vermehrungsorgane aus anderen Altwässern durch das Wasser in angeschlossene Altwässer hineingetragen werden.

5.3. Auswirkungen von Entlandungsmaßnahmen

Die Anhäufungen von Feinsedimenten und Faulschlamm im Verlauf der Verlandung von Altwässern haben neben dem Absenken der Wassertiefe vor allem zwei Auswirkungen auf die Vegetation. Zum einen beeinflussen sie die Ansiedlung der Wasserpflanzen dadurch, dass sie eine Wurzelverankerung erschweren (GARNIEL 1993), zum anderen sorgen die Zersetzungsprozesse für anaerobe und teils toxische Verhältnisse (BAAR et al. 1990, GARNIEL 1993, CRISTOFOR et al. 2003). Das Sediment steht in enger Wechselbeziehung mit dem Wasserkörper und kann diesen durch Mobilisierungs- und Rücklösungsprozesse von Nährstoffen zusätzlich belasten (CASPER et al. 2000). BARKO et al. (1991) fanden enge Zusammenhänge zwischen der Verfügbarkeit von Nährstoffen aus dem Sediment und der Ausbildung von Makrophytengesellschaften. SLUIS & TANDARICH (2004) stellten eine Abnahme der Artenvielfalt mit Zunahme der Schlammablagerung fest. In der vorliegenden Arbeit konnte zwar eine leichte, aber nicht signifikante Tendenz zu höheren Artenzahlen in entlandeten Altwässern festgestellt werden. Dagegen war der Anteil an *Potamogetonetea*-Arten in entschlammten Altwässern signifikant höher als in den nicht entschlammten. GARNIEL (1993) stellte bei der Untersuchung der Sukzession stillgelegter Karpfenteiche fest, dass eine dicke Schlamm-auflage das Wachstum von Wasserpflanzen begünstigt, die nur schwach oder gar nicht auf Verwurzelung angewiesen sind (wie zum Beispiel *Elodea*-Arten oder *Ceratophyllum demersum*). Die vorliegende Arbeit zeigt dagegen, dass diese Pflanzenarten vermehrt in Altwässern auftraten, die innerhalb der letzten zehn Jahre entschlammt wurden. Als Grund für das gehäufte Vorkommen in entlandeten Altwässern ist der Selektionsvorteil zu nennen, der sich für die nicht auf Verwurzelung angewiesenen Wasserpflanzen bei einer Entlandung ergibt, bei der das Substrat samt Wurzeln entfernt wird (HENRY et al. 1995). Ihnen gelingt die Wiederbesiedlung wesentlich schneller, was oft zu dichten Reinbeständen führt.

Neben der Wurzelhaftung dürfte der Sauerstoffmangel durch Zersetzung organischer Schlammauflagen Einfluss auf die Ansiedlung von Wasserpflanzen haben (BAAR et al. 1990, GARNIEL 1993, CRISTOFOR et al. 2003). *Nuphar lutea* kommt mit derartigen Wuchsbedingungen gut zurecht, da die Art anaerobe Atmung betreiben und über ihre Schwimmblätter Sauerstoff aufnehmen kann (BRAVARD et al. 1986). Durch die Beschattung mit ihren Schwimmblättern verdrängt die Teichrose zusätzlich die submersen Wasserpflanzen (GARNIEL 1993). Ein weiterer Vorteil, der die Teichrose so dominant in vielen Altwässern macht, ist ihre Fähigkeit zum klonalen Wachstum. Denn laut SLUIS & TANDARICH (2004) haben Pflanzen, welche sich auch vegetativ vermehren, dort einen starken Vorteil, wo die Schlammablagerungen so hoch sind, dass sie das Keimlingsaufkommen unterdrücken.

5.4. Schlussfolgerungen für den Umgang mit Altarmen

Ziel beim Umgang mit Altarmen sollte sein, möglichst alle Verlandungs- und Altersstadien in einem Altarmkomplex oder mehreren benachbarten Altarmen zu erhalten. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass dabei der Einfluss des Fließgewässers auf Grund seiner positiven Auswirkungen auf die Habitatvielfalt und die Vegetation der Altwässer nach Möglichkeit gefördert werden sollte. Dort, wo ein direkter Anschluss nicht möglich ist, sollten zumindest regelmäßige Hochwasser den Altarmschnitt fluten (vgl. SHANKMAN 1993, BORNETTE et al. 1994 a, SCHIEMER 1995, ROBACH et al. 1997, KIRSCHNER et al. 2001).

In den meisten Fällen sind Entlandungsmaßnahmen zu befürworten, solange dabei größtmögliche Rücksicht auf die Fauna und die Vegetation angrenzender Flächen genommen wird. Geeignete Vorgehensweisen wurden bereits in anderen Arbeiten erörtert und ausreichend dargestellt (LAZOWSKI 1985, DVWK 1991, BAYSTMLU 1994, BRAUN & LEUNER 1999). Um eine schnelle Wiederbesiedlung zu ermöglichen, sind vor dem Eingriff ausreichend Pflanzenbestände der gewünschten Arten zu entnehmen, ordnungsgemäß zu lagern und anschließend an geeigneter Stelle wieder in das Gewässer einzubringen. Zielarten sollten hierbei diejenigen Arten sein, welche durch die Entlandungsmaßnahme beeinträchtigt werden und sich von alleine nur schwer wieder ansiedeln können. Hilfreich sind auch vegetationsbedeckte Bereiche (vorzugsweise mit Zielarten), die bei der Entlandung verschont bleiben und somit als Ausgangsort für die Wiederbesiedlung mit autochthonen Pflanzen (vgl. HENRY et al. 1995) aber auch als Rückzugsgebiet für die Fauna dienen.

Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei Dr. Barbara Stammel, der Gebietsbetreuerin des Ampertals der Landschaftspflegeverbände Freising, Dachau und Fürstenfeldbruck, für ihre Anregung zur Durchführung der vorliegenden Arbeit und für ihre fachliche Unterstützung. Ein weiteres Dankeschön gilt Eva Kigen. Ohne ihre tatkräftige Unterstützung bei den Geländeaufnahmen wäre die Datenerhebung in den oft nur per Wathose oder Schlauchboot zugänglichen Altarmen nicht möglich gewesen. Außerdem danken wir Florian Felkel für seine Hilfe beim Formatieren und bei der Fertigstellung des Literaturverzeichnis.

Literatur

- BAAR, R., SCHADL, G. & TESSENOW, U. (1990): Zur Limnologie des Donau-Altwassers Gronne vor und nach der Abkoppelung vom Fluß. – Ökologie & Naturschutz 3 (2). Feuchtgebietssympos. Bad Wurzach: 151–164. Weikersheim.
- BARKO, J., GUNNISON, D. & CARPENTER, S. (1991): Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. – *Aquat. Bot.* 41: 41–65. Amsterdam.
- BAUMANN, N. (1985): Ökologie und Vegetation von Altwässern. Eine Einführung mit zwei Beispielen (Mur und Raab). – In: GEPP, J. & BAUMANN, N. (Hrsg.): Auengewässer als Ökozellen. Gr. R. BM Gesundheit u. Umweltschutz 4: 85–158. Wien.
- BAYSTMLU (2001): Arten- & Biotopschutzprogramm (ABSP) Landkreis Freising. Aktualisierte Fassung. Stand März 2001. – Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. München: 321 S.
- BORNETTE, G., AMOROS, C., CASTELLA, C. & BEFFY, J. (1994 a): Successions and fluctuations in the aquatic vegetation of two former Rhône River channels. – *Vegetatio* 110: 171–184. Dordrecht.
- BORNETTE, G., AMOROS, C. & CHESSEL, D. (1994 b): Effect of allogenic process on successional rates in former river channels. – *J. Veg. Sci.* 5: 237–246. Uppsala.
- BRAUN, M. & LEUNER, E. (1999): Erhaltung und Wiederherstellung von Altgewässern in Bayern. – *Schreiberei Landesfischereiverb. Bay.* e.V. 3. München: 24 S.
- BRAVARD, J., AMOROS, C. & PAUTOU, G. (1986): Impact of civil engineering works on the successions of communities in a fluvial system. – *Oikos* 47: 92–111. Copenhagen.
- CASPER, P., GONSIORCZYK, T. & KOSCHEL, R. (2000): Der Einfluss mikrobieller Prozesse auf die Freisetzung aus den Sedimenten oligo- bis eutropher Seen im Stechlinsee- und Feldberger Seengebiet. – *Beitr. Angew. Gewässerökol. Norddeutschl.* 4: 139–146. Potsdam.

- CRISTOFOR, S., VADINEANU, A., SARBU, A., POSTOLACHE, C., DOBRE, R. & ADAMESCU, M. (2003): Long-term changes of submerged macrophytes in the Lower Danube Wetland Systems. – *Hydrobiologia* 506–509: 625–634. Dordrecht.
- DINZINGER, L. & PETERS, B. (1999): Altgewässerkataster im Landkreis Freising. Wasserwirtschaftsamt Freising – (unveröffentlicht).
- DVWK, DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (1991): Ökologische Aspekte zu Altgewässern. – Merkblätter zur Wasserwirtschaft 219. Parey, Hamburg: 48 S.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISEN D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2., verb. und erw. Aufl. – *Scr. Geobot.* 18. Goltze, Göttingen: 258 S.
- FRAHM, J. & FREY, W. (2004): *Moosflora*. 4., neu bearb. u. erw. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 538 S.
- GARNIEL, A. (1993): Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. Inventarisierung – Sukzessionsprognose – Schutzkonzepte. (Dissertation) – *Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst.* Hamburg 45: 1–322. Kiel.
- GEPP, J. & BAUMANN, N. (Hrsg.) (1985): Auengewässer als Ökozellen. Fluß-Altarme, Altwässer und sonstige Auen-Stillgewässer Österreichs. Bestand, Ökologie und Schutz. – Gr. R. BM Gesundheit u. Umweltschutz 4. Ueberreuter, Wien: 322 S.
- GORDON, M. & BARTOL, S. (2004): *Experimental Approaches to Conservation Biology*. – University of California Press, Berkeley: 343 S.
- HENRY, C., AMOROS, C. & BORNETTE, G. (1996): Species traits and recolonization processes after flood disturbances in riverine macrophytes. – *Vegetatio* 122: 13 – 27 Dordrecht.
- JANAUER, G. (1997): Macrophytes, hydrology, and aquatic ecotones: a GIS-supported ecological survey. – *Aquat. Bot.* 58: 379–391. Amsterdam.
- KÖNIGLICHES STRAßEN- UND FLUSSBAUAMT MÜNCHEN (1914): Die Korrektur der Amper und die Entwässerung des Ampertals von Allershausen bis Wang. Unter Mitwirkung des Königlichen Bezirksamtes Freising und des Königlichen Kulturbauamtes München. – Wolf & Sohn, München: 29 S.
- KAUCH, E. (1985): Bildung und Rückbildung von Altarmen. – In: GEPP, J. & BAUMANN, N. (Hrsg.): *Auengewässer als Ökozellen*. Gr. R. BM Gesundheit u. Umweltschutz 4: 63–84. Wien.
- KIEHL, K. & WEISNER, S. (1998): Plant species diversity in natural and constructed wetlands in Southern Sweden. – *Vastra Working Paper* 12, Lund: 35 S.
- KIRSCHNER, A., RIEGL, B. & VELIMIROV, B. (2001): Degradation of Emergent and Submerged Macrophytes in an oxbow lake of an embankend backwater system: implications for the terrestrialization process. – *Int. Rev. Hydrobiol.* 86: 555–571 Berlin.
- KLEIKAMP, M. (1996): Vegetationsabfolgen an Altarmen des Unteren Niederrheins (Nordrhein-Westfalen). – *Diss. Bot.* 296. Cramer, Berlin: 98 S.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – *Landschaft und Stadt* 10: 73–85. Stuttgart.
- LAZOWSKI, W. (1985): Altwässer in den Auegebieten von March und Thaya mit einer Gegenüberstellung der Donau-Altgewässer. – In: GEPP, J. & BAUMANN, N. (Hrsg.): *Auengewässer als Ökozellen*. Gr. R. BM Gesundheit u. Umweltschutz 4: 159–222. Wien.
- MELZER, A. (1988): Der Makrophytenindex – Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. – *Habilitationsschrift TU München*: 249 S.
- MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen. Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. – *Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst.* Hamburg 39: 1–286. Kiel.
- (1993): Kleingewässertypen und Verlandungsstadien als Grundlage für ein gebietsbezogenes Schutzkonzept. Beispiele aus Schleswig-Holstein. – *Metelener Schr. reihe für Natursch.* 4: 107–113. Metelen.
- MOOR, M. (1969): Zonation und Sukzession am Ufer stehender und fließender Gewässer. – *Vegetatio* 17: 26–32. Dordrecht.
- OBERDORFER, E. (1992). *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsche*. 2. Aufl. – Fischer, Jena: 282 S.
- (2001): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora*. 8. überarb. u. erg. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1051 S.
- OERTLI, B., BIGGS, J., CÉRÉGHINO, R., GRILLAS, P., JOLY, P. & LACHAVANNE, J. (2005): Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. – *Aquatic. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 535–540. New York.
- PALL, K., MOSER, V., FALUSI, E., HIPPELI, S. & KOHLER, A. (2004): Makrophytenvegetation der Donau und ihrer Altarme zwischen Rottenacker und Öpfingen. – *Ber. Inst. Landsch. Pflanz.ök. Uni. Hohenheim* 18: 60 S.

- PARDEY, A. (1992): Vegetationsentwicklung kleinflächiger Sekundärgewässer. Untersuchungen zur Flora, Vegetation und Sukzession von Kleingewässerneuanlagen unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse in Norddeutschland. – Diss. Bot. 195. Cramer, Berlin: 178 S.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolgen unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. – *Phytocoenologia* 11: 407–430. Berlin.
- ROBACH, F., EGLIN, I. & TREMOLIERES, M. (1997): Species richness of aquatic macrophytes in former channels connected to a river: a comparison between two fluvial hydrosystems differing in their regime and regulation. – *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 6: 267–274. New York.
- ROWECK, H. (1990): Zum Problem der Umsetzung von Naturschutzkonzepten, – *Ökologie & Naturschutz* 3 (2). Feuchtgebietssympos. Bad Wurzach: 37–54. Weikersheim.
- SCHUEYERER, M. & AHLMER, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – *Schr.reihe Bayer. Landesamt Umweltschutz* 165, München: 372 S.
- SCHIEMER, F. (1995): Restoration of floodplains – possibilities and constraints. – *Archiv für Hydrobiol.* 101: 383–398. Stuttgart.
- SCHNEIDER, S. (2004): Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern. – *Habilitationsschrift TU München, Iffeldorf*: 200 S.
- SHANKMAN, D. (1993): Channel migration and vegetation patterns in the southeastern coastal Plain. – *Conserv. Biol.* 7: 176–183. New York.
- SLUIS, W. & TANDARICH, J. (2004): Siltation and hydrologic regime determine species composition in herbaceous floodplain communities. – *Plant Ecol.* 173: 115–124. Berlin.
- SPIEGEL (1903): Genossenschaftliche Korrektur der Amper von Allershausen bis Moosburg im königlichen Bauamtsbezirke München. – Heller, München: o.S.
- TOCKNER, K., SCHIEMER, F. & WARD, J. (1998): Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the Danube River in Austria. – *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 71–86. New York.
- TYSER, R., ROGERS, S., OWENS, T. & ROBINSON, L. (2001): Changes in backwater plant communities from 1975 to 1995. – In: *Navigation Pool 8, Upper Mississippi River. Regulated Rivers: Research & Management* 17: 117–129. New York.
- VOGT, K., RASRAN, L. & JENSEN, K. (2006): Seed deposition in drift lines during an extreme flooding event – Evidence for hydrochorous dispersal?. – *Basic Appl. Ecol.* 7: 422–432. Jena.
- WIEBE, C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. – *Mitt. AG Geobot. Schlesw.-Holst. Hamburg* 56: 1–156. Kiel.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 765 S.

André Schwab
PD Dr. Kathrin Kiehl

Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Technische Universität München / Weihenstephan
Am Hochanger 6
D-85350 Freising

Schwab.A@gmx.de
kiehl@wzw.tum.de

Eingang des Manuskriptes am 21.11.2006, endgültig angenommen am 16.03.2007.