

FID Biodiversitätsforschung

Decheniana

Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und
Westfalens

Artenschutzgewässer in der Westfälischen Bucht - Darstellung ihrer
Vegetationsentwicklung und Schutzeffizienz als Ergebnis einer nach fünf
Jahren durchgeführten Wiederholungskartierung (1989-1994) - mit 3
Tabellen und 1 Abbildung

Pardey, Andreas

1996

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im
Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

Weitere Informationen

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten
Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-193767](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-193767)

Artenschutzgewässer in der Westfälischen Bucht

Darstellung ihrer Vegetationsentwicklung und Schutzeffizienz als Ergebnis einer nach fünf Jahren durchgeführten Wiederholungskartierung (1989-1994)

Andreas Pardey

Mit 3 Tabellen und 1 Abbildung

(Manuskripteingang: 7. Dezember 1995)

Kurzfassung

Zahlreiche Anfang der achtziger Jahre neu angelegte oder renaturierte Kleingewässer in der Westfälischen Bucht wurden nach einer ersten intensiven Bearbeitung in den Jahren 1988 bis 1990 während des Sommers 1994 erneut im Hinblick auf ihre Flora und Vegetation untersucht. Der Datenvergleich beider Erfassungen ergab eine v.a. eutrophierungs- und sukzessionsbedingte Abnahme oligotropher Pflanzenarten bzw. typischer Pioniere und Wasserpflanzen. Statt dessen hatten randliche Gehölze sowie Röhrichtarten und Hochstaudenfluren flächenmäßig teilweise stark zugenommen. Eine Reihe der Untersuchungsgewässer waren inzwischen wegen der hoch aufgewachsenen Weiden und Schwarz-Erlen stark beschattet.

Die Analyse der Naturschutzeffizienz kommt zu einem differenzierten Ergebnis. In der Westfälischen Bucht sind, wenn man von den Auen absieht, Kleingewässer natürlichen Ursprungs eher selten. Trotzdem zählen die Teiche zum repräsentativen Landschaftsinventar, da im Zuge der menschlichen Landnutzung schon zu früheren Zeiten viele meist kleinflächige Gewässer bewußt oder infolge von Substratentnahme geschaffen wurden. Während die Bedeutung der Gewässeranlagen für den Erhalt gefährdeter Pflanzenarten eher gering ist, kann doch die Artenzusammensetzung insgesamt als für den Naturraum typisch angesehen werden. Die Lokalisierung der Neuanlagen muß häufig kritisiert werden; insbesondere der eutrophierende Einfluß umliegender Intensivlandwirtschaftsflächen fand zu geringe Berücksichtigung. Die fortschreitende Verlandung macht in der nächsten Zeit Maßnahmen wie pflegende Eingriffe oder weitere Neuanlagen erforderlich.

Auf der Basis dieser Analysen werden abschließend Vorschläge für eine Stillgewässerschutzkonzeption entwickelt. Hierzu gehören u.a. die Forderung nach einer flächendeckenden Bestandserfassung der Kleingewässer inkl. der renaturierungsbedürftigen sowie nach einer Defizitanalyse durch Vergleich der aktuellen mit der historischen Bestandssituation der Natur- wie Kulturgewässer. Es sollten landesweite, naturraumorientierte Leitbilder für den Erhalt von Stillgewässern entwickelt und deren Umsetzung durch eine koordinierte offensive Öffentlichkeitsarbeit sowie durch langfristig ausgerichtete Effizienzuntersuchungen durchgeführter Maßnahmen begleitet werden.

Abstract

Following a first examination in the years 1988 to 1990 more than seventy artificial, shallow freshwater ponds in the „Westfälische Bucht“ around Münster (Northrhine-Westphalia, Germany) were studied a second time in 1994. The comparison of the botanical dates of both series shows an increasing loss of those plants of oligotrophic stands as well as of waterplants and typical pioneers parallel with external eutrophication and vegetational succession. The discussion of the efficiency of newly created ponds as a tool of nature conservation leads to different results: Such ponds placed in agricultural regions help to save typical freshwater vegetation, but could hardly rescue the most endangered botanic species, which mostly need oligotrophic conditions. A lot of those in the years 1980/1981 created ponds actually have developed into rich-structured habitats, but now tend to silt up. The study illustrates the necessity of a longtermed conservation concept for freshwater ecosystems. Finally some basic proposals for such concepts are given.

1. Einleitung

Seit Beginn der Kleingewässeraktion in Nordrhein-Westfalen - und hier zunächst vor allem im Regierungsbezirk Münster - Ende der Siebziger, Anfang der Achtziger Jahre wurden zahlreiche Teiche - also kleinflächige, anthropogene, i.d.R. nicht wasserstandsregelbare Stillgewässer - mit finanzieller Unterstützung des Landes neu angelegt oder wiederhergestellt. Auf diese Weise wurde versucht, auf den zunehmenden Verlust kleinflächiger Stillgewässer in den letzten Jahrzehnten zu reagieren (vgl. z.B. BEYER et al. 1981, LOSKE 1983, LOOS 1985). Nach GROSS (1991) ging nach Auswertung von aktuellen Luftbildern und historischen topographischen Karten für einen ausgewählten Raum im südlichen Münsterland bei Haltern die Zahl der Kleingewässer von 674 (1895), über 459 (1954 bis 1957) und 330 (1970 bis 1975) auf 107 (1990) zurück.

In den Jahren 1982 bis 1984 erfolgte im Auftrag der Bezirksregierung Münster eine Überprüfung ausgewählter Teiche im Hinblick auf bemerkenswerte Tier- und Pflanzenarten sowie einige wenige hydrochemische Parameter (FELDMANN 1984a und 1984b). Sie bescheinigte den Gewässern insgesamt eine positive Entwicklung. Im Rahmen eines mehrjährigen Projektes zur pflanzlichen Besiedlung sogenannter „Artschutzgewässer“ wurden dann in den Jahren 1988 bis 1990 die meisten dieser von FELDMANN betrachteten Kleingewässer floristisch, vegetationskundlich und hydrochemisch untersucht (PARDEY 1992). Insgesamt ergab sich im Gegensatz zu verschiedenen Publikationen über einzelne Gewässeranlagen (z.B. RUNGE 1984, LENSKI 1988, PARDEY 1994b) oder Kleingewässer benachbarter Naturräume (z.B. KAPLAN 1992, RAABE & WEYER 1994) eine eher geringe Bedeutung dieser vornehmlich im Kernmünsterland gelegenen Untersuchungs-gewässer für den Pflanzenartenschutz (PARDEY 1993).

Mit diesem Beitrag wird nun die Auswertung einer im Jahre 1994, also nach weiteren 5 Jahren, vorgenommenen Wiederholungskartierung der Flora dieser Gewässer vorgelegt. Auf diese Weise soll die weitere Entwicklung des Pflanzenbestandes wie der Gewässerbioptope insgesamt verdeutlicht und die damalige negative Einschätzung der Naturschutzeffizienz überprüft werden.

2. Beschreibung des Untersuchungsraumes

Die 1994 untersuchten 62 Kleingewässeranlagen (Einzelgewässer bzw. Zweier-/Dreiergruppen) mit insgesamt 71 Teichen liegen vor allem im Kreis Warendorf sowie in den Kreisen Borken, Coesfeld, Steinfurt sowie im Bereich der Stadt Münster (s. Abb.1 und Tab.3 im Anhang). Sie wurden zum größten Teil im Rahmen der Kleingewässeraktion der Bezirksregierung Münster in den Jahren 1980 bis 1982 neu angelegt oder wiederhergestellt.

Entsprechend der jeweils naturräumlich vorherrschenden geologischen Verhältnisse bilden entweder vorwiegend saaleiszeitliche Sande (Westmünsterland inkl. Plantelünner Sandebene, Emsandebene, einzelne Sandinseln im Kernmünsterland) oder Geschiebelehne als Grundmoränenbildungen (Kernmünsterland) den Untergrund. Dies prägt ebenso wie die umliegende land-

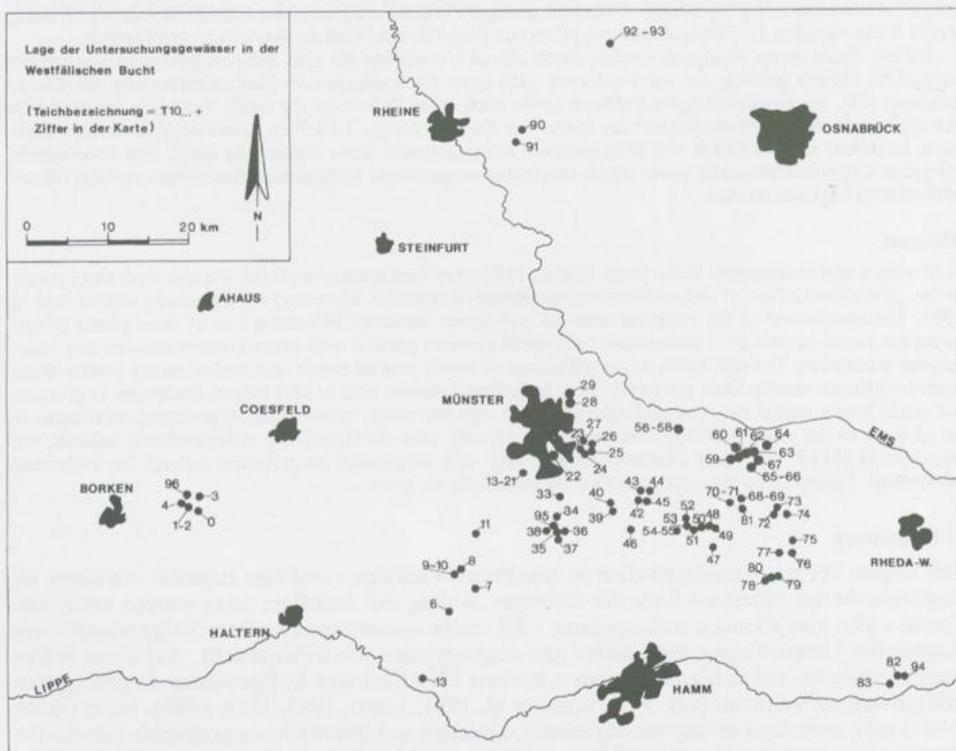


Abbildung 1. Lage der Untersuchungsgewässer im Bereich der Westfälischen Tieflandsbucht

wirtschaftliche Nutzung die Hydrochemie bzw. das Nährstoffniveau der Kleingewässer. Während auf den Geschiebelehmen eher basische, elektrolyt- und nährstoffreiche Bedingungen vorherrschen, weisen die Gewässer auf Sanden primär eher leicht saure bis neutrale, elektrolyt- und nährstoffärmere Verhältnisse auf. Infolge Nährstoffzufuhr aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen, der Luft oder dem Grundwasser werden diese geologisch-pedologisch begründeten Unterschiede allerdings meist relativ rasch aufgehoben.

Von den 87 teils neu angelegten, teils wiederhergestellten Gewässern der ersten Effizienzuntersuchung (FELDMANN 1984b) wurden in das vorliegende Projekt 1989 76, 1994 71 Einzelteiche aufgenommen (vgl. Tab. 3 im Anhang). Die nicht berücksichtigten Kleingewässer waren z.T. in den verschiedenen Jahren trotz intensiven Suchens nicht auffindbar ('89 und '94: T1041; '89: T1040, T1052, T1053, T1072, T1073, T1083; T1084-T1087 wegen fehlender Ortsangabe; '94: T1038, T1044), stark durch Bepflanzungen bzw. Nutzungen beeinträchtigt ('89/'94: T1022, T1013-1021, '94: T1095) oder werden durch das Biologische Institut Metelen kontinuierlich untersucht ('89/'94: T1097a-f). Die Gewässeranlage T1054-1055 wurde im Frühjahr 1994 zu einem größeren Teich umgestaltet und dabei erheblich verändert. Gleiches gilt für T1037 und vielleicht für T1081. Bei wenigen Gewässern konnte wegen der z.T. etwas ungenauen Lagebeschreibungen bei FELDMANN (1984b) nicht zweifelsfrei geklärt werden, ob die hier untersuchten Teiche denjenigen von FELDMANN entsprechen. So ist der Teich 1083 evtl. zugekippt worden, so daß der 1994 aufgenommene Teich am Rande der bei FELDMANN angegebenen Fläche möglicherweise nicht dem Ursprungsgewässer entspricht. Darüber hinaus wurden einige nach 1984 neben bestehenden Teichen angelegte Gewässer in das Programm aufgenommen ('89: T1001-1002, T1036, T1078, T1094, T1095, '94: T1096).

3. Ergebnisse der Gewässer-Kartierungen 1994 im Vergleich zu 1989

In beiden floristischen Kartierungen wurde der gesamte Gewässerbereich bis ca. 10 cm oberhalb der höchsten erkennbaren Wasserlinie erfaßt. Eng benachbarte Einzelteiche wurden meist als eine Gewässeranlage betrachtet und aufgenommen. Somit beziehen sich statistische Aussagen auf 59 (1989) bzw. 62 (1994) Gewässeranlagen.

Bei Vergleichen zwischen den Kartierungsergebnissen der Jahre 1989 und 1994 sind gewisse Einschränkungen zu beachten. Wie anfangs dargestellt, wurden 1994 einige der 1989 bearbeiteten Gewässer nicht mehr gefunden bzw. bewußt weggelassen, hingegen andere hinzugenommen. Ferner waren die Untersuchungen nicht kontinuierlich, d.h. jährlich, erfolgt, so daß intermittierende Arten, d.h. solche, die z.B. bei für sie ungünstigen klimatischen bzw. hydrologischen Verhältnissen in manchen Jahren nicht auftreten (z.B. Arten der Einjährigenfluren) oder Arten, die sehr kleine Populationen bilden, die gelegentlich zusammenbrechen, dann aber wieder durch Ansiedlung aus benachbarten Wuchsorten neu gebildet werden, das Ergebnis verfälschen können.

3.1. Überblick über die Gesamtflora

Die floristischen Erhebungen der Kleingewässerufer und -böden wie der freien Wasserfläche ergaben 1994 insgesamt 220 Höhere Pflanzenarten und eine Armeleuchteralge (Characea) (vgl. Tab.1). Die Masse der Arten bilden Helophyten, d.h. Pflanzen feuchter bis zeitweilig (gering) überstauter Flächen. Pflanzensoziologisch lassen sie sich den Einjährigenfluren (Bidentetea, Isoeto-Juncetea), den Strandlingsfluren (Littorelletea), den Flutrasen (Agrostietea stoloniferae), den Röhrichten und Großseggenrieden (Phragmitetea), den Kleinseggenrieden (Scheuchzerio-Caricetea nigrae) sowie den Uferhochstaudenfluren (Convolvuletalia) und dem feuchteren Grünland (Calthion, Molinion, Filipendulion) zuordnen. Zur Hydrophytenvegetation, d.h. den Wasserpflanzen-Beständen im engeren Sinne (Potamogetonetea, Charetea, Lemnetea), zählen relativ wenige Pflanzen. Charakteristisch für kleinflächige Stillgewässer mit z.T. stark schwankenden Wasserständen bis hin zur periodischen Wasserführung sind hier eher konkurrenzschwächere, kleinblättrige Laichkräuter wie *Potamogeton panormitanus/bercholdii*, Wasserpest- (*Elodea*) und Wasserstern- (*Callitriche*-)Arten, die Alge *Chara vulgaris* sowie die gut ausbreitbare Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*). Bei den Gehölzen als den Endgliedern im Verlandungsprozess sind Weiden (v.a. *Salix aurita*, *S. cinerea*, *S. viminalis*, *S. purpurea*, *S. caprea* und Hybriden), Birken (*Betula* spp.) und Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) dominierend. Oft sind diese Gehölze gepflanzt worden oder stammen aus der vor der Gewässeranlage vorhandenen Vegetation.

Mit 147 Taxa traten 2/3 der 1994 nachgewiesenen Pflanzenarten an nur 1 bis 6 Teichanlagen, also an maximal 10 % der Untersuchungsgewässer auf (Tab.1). Dabei waren 45 % der Arten nur

Tabelle 1. Zahl der in beiden Kartierungen erfaßten Pflanzenarten und ihre Präsenz (Nachweise jeweils bezogen auf die Zahl der untersuchten Teichanlagen)

Untersuchungsjahr		1989	1994
untersuchte Teichanlagen		59	62
Einzelteiche		76	71
Artenzahl	gesamt	206	221
	1 Vorkommen	51 (25%)	66 (30%)
	2 Vorkommen	27 (13%)	32 (15%)
	1-10% Präsenz	135 (66%)	147 (67%)
	mind. 50% Präsenz	13 (6%)	12 (5%)
Artenzahl	Rote-Liste-Arten	27	23
	1 Vorkommen	16 (59%)	15 (65%)
	2 Vorkommen	6 (22%)	4 (17%)
	> 2 Vorkommen	5 (19%)	4 (17%)
	Rote-Liste-Vorwarnarten	13	13

je ein- oder zweimal gefunden worden. Demgegenüber konnten 1994 nur 12 Arten an mindestens der Hälfte der Untersuchungsgewässer, d.h. an 31 Teichanlagen, nachgewiesen werden. Diese Zahlen decken sich - unter Berücksichtigung der etwas unterschiedlichen Gewässerauswahl - ungefähr mit den Ergebnissen der '89er-Kartierung.

Diese zuletzt genannten häufiger vorhandenen Pflanzen prägen auch zumeist die verschiedenen Vegetationszonen der Untersuchungsgewässer. Die Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*) ist der typische Pionier für offene Wasserflächen unter unterschiedlichsten Beschattungsverhältnissen, der auch nach dem Trockenfallen im Folgejahr aus Teichen und Gräben der Umgebung durch Wasservögel „nachgeliefert“ werden kann. Das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) und der Flutende Schwaden (*Glyceria fluitans*) bilden die Flutrasen-Bestände flacher Uferzonen. Europäischer Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*), Wasser-Minze (*Mentha aquatica*) und Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) sind charakteristische Pioniere auf den mit der sommerlichen Wasserstandssenkung offen liegenden Uferbänken, bleiben aber auch in den dichten Hochstaudenfluren oberhalb des Wasserspiegels langfristig erhalten. Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) sind typisch für gestörte Uferzonen, wobei *Juncus* am Rand der höchsten Wasserstände, *Cirsium* deutlich darüber lokalisiert ist. Sumpf-Schwertlilie (*Iris pseudacorus*), Brennessel (*Urtica dioica*) und Bittersüßer Nachtschatten (*Solanum dulcamara*) zählen ebenfalls zur Ufervegetation, wobei *Urtica* an vielen Gewässern zur Dominanz gelangt. Allen genannten Arten ist gemeinsam, daß sie hinsichtlich ihrer Lichtansprüche eine weite Spanne aufweisen. Die meisten sind auch unempfindlich gegenüber zeitweise flacher Überstauung oder längerfristig weniger nassen Bedingungen. Ferner sind alle Arten eutraphent, was dem nährstoffreichen Niveau der Mehrzahl der Untersuchungsgewässer entspricht.

3.2. Nachweise Rote-Liste-Pflanzenarten

Seltene bzw. gefährdete Pflanzenarten nehmen zumeist einen nur geringen Anteil am Arteninventar der Untersuchungsgewässer ein. Insgesamt wurden 1994 23 Arten mit Gefährungsgrad 0, 2 oder 3 (in der Großlandschaft Westfälische Bucht/Westfälisches Tiefland) sowie 13 Arten der Vorwarnliste erfaßt (s. Tab.1, Tab.2). Ferner wurden noch verschiedene für ganz NRW, nicht aber für diese Großlandschaft als gefährdet eingestufte Arten wie Wasserfeder (*Hottonia palustris*) oder Schild-Ehrenpreis (*Veronica scutellata*) nachgewiesen.

Die Nachweise einzelner Arten müssen genauer betrachtet werden. Es ist davon auszugehen, daß die Vorkommen des Zungen-Hahnenfußes (*Ranunculus lingua*) angesalbt wurden. Gleiches gilt wahrscheinlich für einen der Bestände des Ährigen Tausendblattes (*Myriophyllum spicatum*). Möglicherweise ist die Alpen-Binse (*Juncus alpino-articulatus*) häufiger vertreten, wurde aber bei den Kartierungen übersehen (vgl. KAPLAN & LENSKI 1990). Der große Bestand des Dichten Laichkrautes (*Groenlandia densa*) in einem sehr versteckt und fern von Siedlungen und Wan-

Tabelle 2. Auflistung der Rote-Liste- und Vorwarn-Pflanzenarten und ihrer Nachweisgewässer 1994 und 1989; RL-Status für NRW/Westfälische Bucht und Westfälisches Tiefland nach WOLFF-STRAUB et al. 1988; (a): vermutlich angesalbt

Artname	RL NRW/WB	Vorkommen 1994 (1989) in den Untersuchungsteichen	Gesamt '94/'89
<i>Bidens cernua</i>	3/3	(1000)	0 / 1
<i>Butomus umbellatus</i>	3/3	(1013-1021)	0 / 1
<i>Carex elata</i>	3/3	1061,-63	2 / 2
<i>Carex hostiana</i>	2/0	1064	1 / 0
<i>Carex oederi</i>	2/2	1064	1 / 8
<i>Carex panicea</i>	3/3	1064	1 / 1
<i>Carex vesicaria</i>	3/3	1045	1 / 1
<i>Drosera intermedia</i>	2/3	1064	1 / 1
<i>Genista anglica</i>	3/3	1064	1 / 0
<i>Groenlandia densa</i>	2/2	1081a?	(1) / 0
<i>Hippuris vulgaris</i>	3/1	(1013-1021,-47)	0 / (2)
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	3/3	(1013-1021,-47)	0 / (2)
<i>Juncus alpino-articulatus</i>	2/2	1064	1 / 0
<i>Juncus filiformis</i>	3/2	1064	1 / 2
<i>Lemna trisulca</i>	3/3	1026,-65-66,-67,-68,-74,-76	6 / 2
<i>Lycopodiella inundata</i>	2/3	1064	1 / 1
<i>Nymphoides peltata</i>	*/2	(1013-1021)	0 / (1)
<i>Peplis portula</i>	*/3	1001-1002,-91,-92-1093	3 / 3
<i>Pilularia globulifera</i>	2/2	1064	1 / 1
<i>Potamogeton cf. alpinus</i>	2/2	(1091)	0 / 1
<i>P. polygonifolius</i>	3/2	(1003)	0 / 1
<i>P. pusillus</i> oder <i>P. berchtoldii</i>	2/2 3/3	1028,-56-1058,-61,-62,-64,-65-1066,-68-1069,-91	8 / 13
<i>Potentilla palustris</i>	3/3	1000,-03	2 / 2
<i>Ranunculus lingua</i>	2/3	1026a?,-47a	(2) / (1)
<i>Samolus valerandi</i>	2/2	1064	1 / 1
<i>Schoenoplectus tabern.</i>	3/3	1064,-91	2 / 1
<i>Sium latifolium</i>	3/3	1039	1 / 1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	3/3	1083	1 / 0
<i>Stratiotes aloides</i>	1/1	(1025,-61)	0 / (2)
<i>Utricularia vulgaris</i> oder <i>U. australis</i>	2/1 2/2	1061,-62,-63	3 / 3
<i>Viola palustris</i>	3/3	(1090)	0 / 1
<i>Zannichellia palustris</i> spp. <i>palustris</i>	3/3	1081	1 / 1
Vorwarnliste			
<i>Caltha palustris</i>	VW	1035,-61	2 / 1
<i>Carex canescens</i>	VW	1001-1002,-04	2 / 2
<i>Carex demissa</i>	VW	1036,-37,-47,-56-1058, -61, -64,-65-1066,-82, -90,-94	10 / 11
<i>Carex leporina</i>	VW	1001-1002,-37,-64,-91,-92-1093	5 / 5
<i>Carex nigra</i>	VW	1045,-46,-64,-67,-77,-91	6 / 7
<i>Carex otrubae</i>	VW	1011,-35,-37,-43,-47,-52,-53,-65-1066,-67, -68-1069, -73,-74,-78	14 / 10
<i>Carex rostrata</i>	VW	1001-1002,-03,-04,-96	4 / 3
<i>Eleocharis palustris</i>	VW	1001-1002,-03,-08,-36, -46,-47,-61,-64,-65,-66, -68-1069,-74, -78,-90,-91,-94	15 / 9
<i>Epilobium palustre</i>	VW	1064	1 / 6
<i>Erica tetralix</i>	VW	1064	1 / 2
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	VW	1001-1002,-03,-04,-47,-64,-91	6 / 6
<i>Juncus bulbosus</i>	VW	1028,-29,-37,-47,-64, -90,-91,-92-1093	8 / 9
<i>Veronica catenata</i>	VW	1054-1055	1 / 2

derwegen gelegenen Kleingewässer ist sehr verwunderlich. In diesem stark nährstoffbelasteten Teich (aufsteigende Faulgase lassen auf stark reduzierende Verhältnisse über einem sapropel-artigen Untergrund und evtl. auf eine Deponierung organischer Abfälle schließen) wurde 1989 und 1990 ein dichter Bestand von Nuttalls Wasserpest (*Elodea nuttallii*) erfaßt. Die Ergebnisse legen die Vermutung nahe, daß die Wasserpflanzen von Aquarianern eingebracht wurden. Der Gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.) konnte an seinen Wuchsorten wegen fehlender Blütenbildung nicht weiter spezifiziert werden. Gleiches gilt für einige der Wasser-Hahnenfuß-Bestände (*Ranunculus aquatilis* agg.). Die eindeutig bestimmbaren Exemplare zählten zum Schild-Wasser-Hahnenfuß (*R. peltatus*). Eine Differenzierung beim Kleinen Laichkraut zwischen *Potamogeton pusillus* s.str. (= *P. panormitanus*) und *P. bertholdii* unterblieb (vgl. HERR & WIEGLEB 1985).

Gegenüber den Erfassungsergebnissen aus dem Jahre 1989 mit Nachweisen von insgesamt 27 Rote-Liste-Pflanzenarten sowie 13 Arten der Vorwarnliste konnten die Arten Nickender Zweizahn (*Bidens cernua*), Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), Tannenwedel (*Hippuris vulgaris*), Froschbiß (*Hydrocharis morsus-ranae*), Seekanne (*Nymphoides peltata*), Alpen-Laichkraut (*Potamogeton alpinus*, 1989 unsichere Bestimmung), Knöterich-Laichkraut (*Potamogeton polygonifolius*), Krebssschere (*Stratiotes aloides*) und Sumpf-Veilchen (*Viola palustris*) nicht mehr nachgewiesen werden. Bei *Butomus*, *Hippuris*, *Hydrocharis*, *Nymphoides* und *Stratiotes* handelte es sich um angesalbte Vorkommen, die inzwischen entweder verschwunden (in T1047) oder wegen der Nichtbearbeitung der gartenähnlich gepflegten Gewässergruppe T1013-1021 nicht mehr erfaßt worden waren. *Bidens cernua* trat am 1989er Wuchsort wegen eines im Untersuchungsjahr deutlich höheren Wasserstandes und stärkerer Beschattung durch randliche Gehölze nicht mehr auf. Beide *Potamogeton*-Arten waren an ihren Gewässern infolge stark fortgeschrittener Verlandung verdrängt worden. Der *Viola*-Wuchsort ist inzwischen mit Hochstauden überwachsen.

Eine negative Bestandsentwicklung ist auch bei den etwas häufiger nachgewiesenen Arten Oeders-Segge (*Carex oederi*) und dem Kleinen Laichkraut (*Potamogeton pusillus* agg.) zu beobachten. Bei *Potamogeton* spiegeln die absoluten Zahlen nicht die genaue Gesamtentwicklung wieder, da 1994 tatsächlich 6 der 1989er-Nachweise nicht mehr bestätigt werden konnten, sie aber gegenüber 1989 in einer Teichanlage neu auftrat. Für beide Arten gilt, daß ihre 1989er Wuchsorte (*Carex oederi*: unbeschattete, sandige oder tonige Rohböden; *Potamogeton pusillus* agg.: offene Gewässerbereiche mit meso- bis hypertrophen Verhältnissen) oft durch eine fortgeschrittene Sukzession verändert waren. Die Uferbänke wiesen inzwischen meist Humusbildung, Beschattung durch Gehölze sowie starken Bewuchs durch Hochstauden auf. Die Wasserflächen waren ebenfalls durch Röhrlicht- oder Gehölzaufkommen bzw. die stärkere Präsenz anderer Wasserpflanzen für das konkurrenzschwächere Kleine Laichkraut nicht mehr bewohnbar.

Der gewöhnliche Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.) wurde gegenüber 1989 im Jahre 1994 auch in T1063 (benachbart zu den beiden bisherigen Beständen in T1061 und T1062) nachgewiesen, während ein früherer Nachweis in T1013-1021 wegen der Nichtbeachtung dieser Teichanlage nicht mehr überprüft wurde. Eine stärkere Zunahme der Vorkommen wiesen nur die Dreifurchige Wasserlinse (*Lemna trisulca*) sowie die Vorwarnarten Hain-Segge (*Carex otrubae*) und Gewöhnliche Sumpfbinsie (*Eleocharis palustris*) auf. Wie KEDDY (1976) experimentell klärte, ist das Ausbreitungspotential von *Lemna trisulca* morphologisch-physiologisch bedingt geringer als dasjenige von *Lemna minor*. Zusammen mit einer allgemein geringeren Präsenz im Betrachtungsraum erklärt sich hieraus die langsamere Ausbreitung der Dreifurchigen Wasserlinse. *Eleocharis* weist als Pionier eine starke Ausbreitungstendenz auf und kann sich solange halten, wie es noch einigermaßen offene Flachuferbereiche gibt. *Carex otrubae* ist als euträpente, konkurrenzstarke Art der fortgeschrittenen Verlandungsvegetation charakteristisch für ältere Teiche und ihre gewässerentwicklungsbedingte Zunahme damit nachvollziehbar.

Insbesondere am intensiv untersuchten „Landratsbüscher Teich“ (T1064) konnten seit 1989 inzwischen eine Reihe weiterer gefährdeter Arten vor allem oligotropher Standorte nachgewiesen werden (*Carex hostiana*, *Genista anglica*, *Juncus alpino-articulatus*). Die Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) kam durch die erstmalige Aufnahme des Teiches T1083 hinzu. Das möglicherweise angesalbte Vorkommen von *Groenlandia densa* wurde bereits angesprochen.

Der Blick auf die Zahl der Nachweise einzelner Arten beider Kartierungen macht deutlich, daß es sich überwiegend um Einzelvorkommen handelte. Lediglich Dreifurchige Wasserlinse (*Lemna trisulca*), Kleines Laichkraut (*Potamogeton pusillus* agg.), Sumpfqüendel (*Peplis portula*) und Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris* agg.) wurden 1994 mehr als an zwei Teichanlagen gefunden.

Entsprechend wiesen 1994 die weitaus meisten Gewässeranlagen keine (40 Anlagen = 65%), 13 Gewässeranlagen (= 21%) lediglich 1 Rote Liste-Art auf. An 5 Gewässern konnten 2, an 3 Teichen 3 sowie am „Landratsbüschler Teich“ 12 (!) gefährdete Pflanzenarten ermittelt werden. Ohne diesen letztgenannten größerflächigen, mesotrophen Teich bei Warendorf, dessen interessante Flora und Vegetation Anlaß für intensivere Untersuchungen waren (PARDEY 1994b), wäre die Liste der nachgewiesenen gefährdeten Arten deutlich geringer. 1989 waren die Verhältnisse vergleichbar.

3.3. Entwicklung der Gewässervegetation

Wie bei der Erläuterung der Bestandsentwicklung gefährdeter Pflanzenarten angedeutet, war 1994 an vielen Gewässern gegenüber 1989 die Vegetationsentwicklung weit fortgeschritten, was bei einem Verzicht auf Pflegemaßnahmen nicht anders zu erwarten war. Als Folge dieser natürlichen Verlandungstendenzen wies an einigen flachen oder zumindest im Sommer wenig Wasser führenden Gewässern inzwischen die gesamte Wasserfläche einen dichten Bewuchs mit Röhrichtpflanzen wie Rohrkolben (*Typha* spp. z.B. in T1065, T1091) oder Schilf (*Phragmites australis*, in T1003) auf. An anderen Teichanlagen waren (meist gepflanzte) randliche Gehölze im Laufe der letzten fünf Jahre derart aufgewachsen, daß die Ufer sowie große Bereiche der Wasserfläche stark beschattet wurden (z.B. T1049, T1050, T1056-1058, T1061, T1066, T1067, T1090). Im Zuge dieser Sukzession hatte die Wasserpflanzenartenzahl an vielen Gewässern deutlich abgenommen. Dies drückt sich in der geringeren Präsenz von Arten wie dem Schwimmenden Laichkraut (*Potamogeton natans*: '89: 26 Vorkommen, '94: 16), dem Kleinen Laichkraut (*Potamogeton pusillus* agg.: '89: 13 Vorkommen, '94: 8) oder dem Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis* agg.: '89: 7 Vorkommen, '94: 4) aus. Ebenso gingen die allgemein als relativ konkurrenzschwache Pionierarten charakterisierten Armleuchteralgen zurück (*Chara fragilis*: '89: 15 Vorkommen, '94: 9) oder konnten gar nicht mehr gefunden werden (*Chara vulgaris*: '89: 5 Vorkommen, '94: 0). Unter den Wasserpflanzen waren lediglich die beschattungstoleranten Wasserlinsen *Lemna trisulca* (s.o.) sowie *Lemna minor* ('89: 36 Vorkommen, '94: 39) 1994 gegenüber 1989 häufiger vertreten.

Flächenmäßig zugenommen hatten auch die Großseggenriede und Kleinröhrichte wie diejenigen mit *Eleocharis palustris* sowie die nährstoffliebenden Uferhochstaudenfluren. In einigen Teichen unterdrückte allerdings der Bisam die weitere Ausdehnung (z.B. T1064) oder gar die dauerhafte Ansiedlung höherwüchsiger Röhrichtpflanzen (z.B. T1004). Die Ausdehnung der typischen Uferhochstauden mit Brennessel (*Urtica dioica*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) oder Wasserhanf (*Eupatorium cannabinum*) erfolgte entlang vieler Gewässerufer auf Kosten von Kleinseggen, Flutrasen und Kleinbinsen wie Glieder-Binse (*Juncus articulatus*) und Zwiebel-Binse (*J. bulbosus*).

Insgesamt kann aber festgestellt werden, daß die Vielfalt der Vegetationsstrukturen an den Teichanlagen zugenommen hatte. Differenziert man innerhalb der Verlandungsreihen zwischen Wasservegetation, Röhricht/Großseggenried, Flutrasen, Strandlingsflur/Kleinseggenried, Einjährigenflur, Hochstaudenflur und Gehölzvegetation, so wiesen nahezu alle Gewässer mindestens 2 dieser Elemente, die meisten aber drei oder mehr Strukturtypen zumindest kleinflächig auf (vgl. Tab.3 im Anhang). Vegetationsstrukturarm waren danach nur einige in geschlossenen Waldbeständen gelegene Teiche (z.B. T1024), solche ausschließlich mit Steilufern angelegte (T1077) sowie stark eutrophierte bzw. verlandete Gewässer (z.B. 1072).

4. Diskussion der Naturschutzeffizienz

Die Bewertung der Effizienz der Neuschaffung oder Wiederherstellung von Gewässern im Rahmen von Kleingewässerprogrammen muß sich zunächst an den den Maßnahmen zum Zeitpunkt ihrer Durchführung zugrunde liegenden Zielen (BEYER et al. 1981, FELDMANN 1984b), nämlich

- die Aufhebung der zunehmenden Isolation der Kleingewässer infolge von Gewässerverlusten durch Wiederherstellung eines dichteren Netzes ökologisch intakter Kleingewässer und
- die Förderung der charakteristischen Tier- und Pflanzenwelt von Kleingewässern

sowie den dazu formulierten Durchführungsvorgaben wie

- eine günstige Anlageflächenwahl bei Neuanlagen in Ökotonen, d.h. Übergangszonen, zwischen Wald-Grünland oder -Brachen oder im offenen Gelände,
- die Vermeidung von Straßen- oder Ackernähe bzw. Schaffung von Pufferzonen,

- die Anlage in Verbindung mit bestehenden Gewässern und
- eine naturnahe Gestaltung mit strukturreicher Gewässermorphologie vorzugsweise mit flach einfallenden Ufern, eine Freistellung bestimmter Gewässerabschnitte von Gehölzen sowie
- bei notwendigen Pflanzungen die Verwendung bodenständiger und standortgerechter Pflanzen orientieren.

Diese Vorgaben werden von den untersuchten Kleingewässern nur z.T. erfüllt. Eine Reihe von Gewässern wurde wie vorgeschlagen im Übergangsbereich zwischen Grünland und Wald angelegt. Die Nähe von Straßen wurde i.d.R. vermieden. Die Mehrzahl aber liegt an Äckern (s. Tab.3 im Anhang) oder wird über Gräben gespeist, die den Oberflächenabfluß der überwiegend intensiv genutzten Äcker der weiteren Umgebung abführen. So erweist sich die bevorzugte Nähe zu bestehenden Gewässern als kontraproduktiv, wenn es sich dabei um Entwässerungsgräben handelt. Infolgedessen mußten schon 1989/1990 viele der untersuchten Teiche als mehr oder weniger stark eutrophiert angesehen werden. An nahezu allen Teichen hatte sich in den 5 Jahren an diesen Negativeinflüssen aus der Umgebung nichts geändert. Im Extremfall dominierten in und an solchen Anlagen (z.B. T1007, T1070, T1071) einige wenige konkurrenzstarke eutraphente Höhere Pflanzenarten wie Brennessel (*Urtica dioica*) und Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*). Ausnahmen von diesem allgemeinen Eutrophierungstrend bildeten eine Reihe von meso- bis schwach eutrophen Gewässern auf Sand- bzw. Torfböden (T1002-1002, T1004, T1064) sowie einige von ihrer Umgebung durch Pufferzonen oder Wälle stärker abgeschirmte Teiche (z.B. T1063), deren Entwicklung hin zu größerem Nährstoffreichtum zumindest langsamer verläuft.

Eine naturnahe morphologische Gestaltung der Gewässerneuanlagen ist bei den meisten betrachteten Teichen umgesetzt worden. Einige allerdings weisen eine rechteckige Form mit relativ steilen Ufern auf (z.B. T1049, T1068-1069, T1077) oder sind zu kleinflächig (< 50 m²) ausgefallen (z.B. T1003, T1050, T1072) und damit bei fehlender Pflege rasch verlandet. An einer Reihe von Teichen wurden offensichtlich Bepflanzungen durchgeführt, wobei in verschiedenen entgegen der Empfehlungen auch Exoten (T1092: Bambus, T1047: Cyperngras), Gartenhybriden (T1047, T1064: Seerosen-Hybriden), nicht standortgerechte Arten (T1047: Meerbinse) oder Rote-Liste-Arten (z.B. T1013-1021, T1025, T1047, T1061 mit Tannenwedel, Seekanne, Froschbiß, Zungen-Hahnenfuß, Krebschere) eingebracht wurden.

Trotzdem wiesen die meisten Teiche die für die Westfälischen Bucht kleingewässertypischen Pflanzenarten auf. Für die Tierarten kann dies ebenfalls vermutet werden. Bezogen auf die Gesamtzahl der geförderten Gewässerneuanlagen und -renaturierungen durch das Kleingewässerprogramm NRW ist davon auszugehen, daß zumindest für bestimmte Teilräume der allgemeine Kleingewässerschwund aufgehalten wurde. Hierzu müssen auch - unabhängig vom Erfolg der Durchführung - die neben dem Kleingewässerprogramm NRW stattfindenden Aktivitäten wie z.B. die Anlage von Teichen und Tümpeln in Naturschutzgebieten, im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, in modernen Flurbereinigerungsverfahren oder durch die Naturschutzverbände hinzugezählt werden. Ob damit allerdings eine unter Biotopverbundaspekten erforderliche Gewässerdichte erhalten bzw. erreicht worden ist, kann angesichts der geringen Kenntnisse über diesen Fragenkomplex noch nicht beantwortet werden. Die anfangs zitierten Daten von GROSS (1991) zeigen auf, daß bis zum Jahre 1990 für den von ihm betrachteten Raum im südlichen Kernmünsterland die insbesondere in der Nachkriegszeit geschlagenen Lücken im Kleingewässernetz noch lange nicht aufgefüllt worden waren.

Gemessen am aktuell gültigen Bewertungsmaßstab der Naturschutzeffizienz von Gewässerneuanlagen (PARDEY 1994a), nachdem neben den o.g. Aspekten noch

- die naturräumliche Repräsentanz,
 - das Vorkommen gefährdeter Arten bzw. Artengemeinschaften und
 - die Entwicklung einer dem Gewässertyp entsprechenden Vegetationsstruktur
- gewährleistet werden sollte, ergibt sich ebenfalls ein sehr differenziertes Bild.

Hinsichtlich der Repräsentanz, also der Zugehörigkeit zum charakteristischen Landschaftsinventar, sind die Kleingewässeranlagen grundsätzlich positiv zu bewerten. Im Gegensatz zu kleingewässerarmen Mittelgebirgen (vgl. PARDEY 1994a) haben in der dörflich-bäuerlichen Kulturlandschaft der Westfälischen Bucht neben den Gewässern natürlichen Ursprungs auch kleinflächige anthropogene Stillgewässer wie z.B. Gräben, Viehtränken, Mergelkuhlen, Sandabgrabungen oder Torfstiche eine lange Tradition (vgl. z.B. GROSS 1991).

Bereits für das Jahr 1989 wurde unter Bezugnahme auf das damalige Inventar der in dieser Großlandschaft gefährdeten Pflanzenarten den Untersuchungsgewässern eine geringe Naturschutzeffizienz hinsichtlich des Pflanzenartenschutzaspektes zugesprochen (PARDEY 1993).

Neben den nur schwer abschätzbaren Schwierigkeiten einer Besiedlung der Gewässer durch die meist entfernt gelegenen Vorkommen gefährdeter Arten wurde - gestützt durch entsprechende Messungen - das hohe Nährstoffangebot vieler Gewässeranlagen als Grund aufgeführt. Diese Negativbilanz hat sich, wie dargestellt, durch die fortgeschrittene Sukzession verstärkt, da Pionierarten, oligotraphente Spezies und Wasserpflanzen zunehmend ausfallen, neue Arten aber wegen der inzwischen meist dichten Vegetationsbedeckung kaum Etablierungschancen haben.

In vegetationsstruktureller Hinsicht haben viele Teiche aber gerade wegen der fortschreitenden Sukzession einen positiven Zustand erreicht, d.h. sie weisen zumindest stellenweise die Vegetationsstrukturelemente der für kleinflächige Stillgewässer charakteristischen Verlandungszonen auf (vgl. Tab.3 im Anhang). Damit kann wenigstens das Potential für die faunistische Bedeutung der Gewässeranlagen ebenfalls als günstig eingeschätzt werden. Als relativ strukturarm erwiesen sich, wie bereits ausgeführt, nur die stark eutrophierten, die bereits nahezu verlandeten sowie die im Wald angelegten bzw. durch starke Verbuschung der Ufer beschatteten Teiche. Im Falle der Waldgewässer zählen aber Struktur- wie Artenarmut zum standörtlich bedingten Charakteristikum.

Im Gegensatz zu den Anfängen der Kleingewässerkampagne wird inzwischen wenigstens für Artenschutzgewässer

● ein Verzicht auf Bepflanzungsmaßnahmen gefordert (z.B. LIENENBECKER 1985, PARDEY 1994a). Aus heutiger Sicht wären solche Maßnahmen deshalb generell negativ zu beurteilen.

Die bisherige Betrachtung macht deutlich, wie problematisch eine Beurteilung der Effizienz dieser Kleingewässerschutzmaßnahmen ist. So unterscheiden sich teilweise die zum Zeitpunkt der Maßnahmendurchführung Anfang der achtziger Jahre aufgestellten Vorgaben und die aktuellen Vorstellungen, was mit der damals noch unklarerer Zielformulierung sowie dem heutigen Wissensvorsprung aus 15 Jahren Praxis zusammenhängt. Eine „Verurteilung“ damaliger Ziele und Vorgaben verbietet sich deshalb.

Des weiteren ist - abgesehen von Modellbeispielen herausragend gelungener Maßnahmen bzw. bei eindeutigen Fehlleistungen wie einer falschen Wahl der Anlagefläche, einer ausschließlichen Modellierung von Steilufern oder einer Bepflanzung mit Exoten - die Bewertung von jeweils einzelnen Gewässern wenig sinnvoll. So haben periodisch wasserführende Tümpel oder permanent bespannte, Wald- oder Offenlandgewässer, junge Teiche mit Pioniervegetation, ältere mit vollständigen Verlandungsreihen oder verlandete Gewässer mit Feuchtgehölzen ebenso jeweils ihren eigenen besonderen Wert wie Gewässer unterschiedlicher Trophiestufen oder extensiver Nutzungsformen. Sinn macht eine Bewertung der Wirksamkeit von Gewässerschutzmaßnahmen deshalb nur bei Betrachtung aller Gewässer in einem größeren Gebiet. Die grundsätzliche Zielsetzung der Erhaltung der für den Natur- wie Kulturraum typischen Landschaftselemente, Flora, Vegetation und Fauna beinhaltet das Vorhandensein aller charakteristischen Gewässertypen und -alterstufen in ausreichender Anzahl und Dichte in diesem Betrachtungszeitraum.

Dies kann die hier vorgelegte Studie nur eingeschränkt leisten, da zum einen die Tierwelt nicht einbezogen wurde, zum anderen wegen des im Vordergrund stehenden Sukzessionsaspektes und der damit verbundenen Auswahl von ausreichend dokumentierten Gewässern (FELDMANN-Studie) keine flächendeckende Betrachtung erfolgt. Einige Aspekte lassen sich aber in Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen (z.B. GLANDT 1989, WEYER 1993, PARDEY 1994a, RAABE & WEYER 1994) als generelle Aussagen hervorheben:

- Die Vermeidung bzw. zumindest Minderung eutrophierender Einflüsse aus der direkten Umgebung ist eine wesentliche Voraussetzung für die positive Entwicklung von Gewässerneuanlagen und -renaturierungen. Dies hat in der Vergangenheit trotz entsprechender Hinweise in den Gestaltungsvorgaben bei der praktischen Umsetzung nur ungenügende Berücksichtigung gefunden. Diese Erkenntnisse müssen wie andere Aussagen vorliegender Effizienzuntersuchungen hinsichtlich Ortswahl und Gestaltung in aktualisierte Durchführungsrichtlinien für Gewässerneuanlagen und -renaturierungen einfließen. Nicht lösbar sind in diesem Zusammenhang großräumig verursachte Beeinträchtigungen über Grundwasser und Niederschläge.
- Die Anlage und Wiederherstellung von Kleingewässern dient in jedem Fall dem Erhalt gewässersgebundener Flora (und sicherlich auch Fauna). In intensiv landwirtschaftlich genutzten Landschaften wie dem Kernmünsterland konnte mit der bisherigen Praxis vornehmlich der Bestand der noch häufigeren und zumeist eutraphenteren Pflanzenarten gestützt werden. Dies ist als Erfolg zu werten. Mit größerer Zahl der Gewässeranlagen und zunehmender Dichte würde aber bei Berücksichtigung des ersten Punktes auch die Wahrscheinlichkeit der Sicherung der selteneren Arten steigen.

- Die hier untersuchten, im Rahmen der Kleingewässerkampagne Anfang der 80-er Jahre entstandenen bzw. renaturierten Kleingewässer kommen inzwischen „in die Jahre“, in denen pflegende Eingriffe oder aber - als grundsätzlich günstigere Maßnahme - weitere räumlich benachbarte Neuanlagen vonnöten werden. Dies ist bisher zu wenig beachtet worden.

5. Schlußfolgerungen für Zielsetzung und Durchführung zukünftiger Kleingewässerschutzmaßnahmen

Kleingewässer sind zeitlich begrenzt lebensfähige Biotoptypen. Solange natürliche Mechanismen ihrer Neuentstehung außer Kraft gesetzt sind und deshalb anthropogene Gewässer die Hauptmasse eines Kleingewässernetzes bilden, ist eine geplante, nachhaltige Sicherung bestehender Teiche ebenso erforderlich wie deren Neuschaffung. Für Kulturgewässer sind erhaltende Eingriffe im Sinne einer Nutzung oder Pflege sowieso systemimmanent. In einer bäuerlich geprägten Landschaft wie der Westfälischen Bucht, in der Kulturgewässer stets überwogen, sind Eingriffe in Gewässerökosysteme oder die Fortführung von Neuanlagen weniger ein naturschutzideologisches, denn ein (durchführungstechnisch-)fachliches, finanzielles und Motivationsproblem.

Kleingewässerschutzmaßnahmen dürfen nicht im Sinne von Kampagnen als einmalige Aktion mißverstanden werden, sondern stellen wie der Erhalt von artenreichem Extensivgrünland eine Daueraufgabe dar. Nach der ersten Anlageeuphorie während der 1976/1977 initiierten Feuchtgebietskampagne ist es jetzt an der Zeit, die bisherigen Anstrengungen zu bewerten, um daraus Anleitungen für die Fortführung der Projekte abzuleiten. Wie für alle Maßnahmen des Naturschutzes gilt auch für einzelne Kleingewässerschutzmaßnahmen, daß diese in einer langfristig ausgerichteten Gesamtkonzeption verankert sein müssen, um dauerhaften Erfolg zeitigen zu können.

Elemente einer solchen umfassenden Schutzkonzeption von Kleingewässern wie überhaupt aller Stillgewässerökosysteme in Nordrhein-Westfalen sind:

- eine Typisierung von Stillgewässern in landschafts- und standortökologischer, botanischer und faunistischer Hinsicht auf aktuellem wissenschaftlichen Niveau,
- eine flächendeckende Bestandserfassung dieser Gewässertypen, die über die Kartierung der unter den § 62 Landschaftsgesetz NW fallenden Kleingewässertypen optimaler Ausprägung hinausgehen müßte, um z.B. auch die renaturierungswürdigen erfassen zu können,
- eine Defizitanalyse durch Vergleich der aktuellen mit der historischen Bestandssituation der Natur- wie Kulturgewässer,
- daraus abzuleitende landesweite, naturraumorientierte Leitbilder für den Erhalt von Stillgewässern mit der Formulierung von Schwerpunktgebieten für die Förderung bestimmter Gewässertypen wie z.B. von Heideweiern im Sandmünsterland,
- die Übernahme dieser Vorgaben in die Gebietsentwicklungs- und Landschaftsplanung und ihre dortige räumliche Präzisierung,
- die Durchführung langfristig ausgerichteter Effizienzuntersuchungen durchgeführter Maßnahmen auch auf limnologischer und faunistischer Ebene sowie
- eine koordinierte offensive Öffentlichkeitsarbeit der Landschaftsbehörden und Naturschutzverbände, um eine Fortführung von Kleingewässerschutzmaßnahmen auf aktuellem wissenschaftlichen Niveau anzuregen.

6. Zusammenfassung

Zahlreiche Anfang der achtziger Jahre neu angelegte oder renaturierte Kleingewässer in der Westfälischen Bucht wurden nach einer ersten intensiven Bearbeitung in den Jahren 1988 bis 1990 während des Sommers 1994 erneut im Hinblick auf ihre Flora und Vegetation untersucht. Der Datenvergleich beider Erfassungen ergab eine v.a. eutrophierungs- und sukzessionsbedingte Abnahme oligotropher Pflanzenarten bzw. typischer Pioniere und Wasserpflanzen. Die Analyse der Naturschutzeffizienz kommt zu einem differenzierten Ergebnis. Die Teiche zählen zum repräsentativen Landschaftsinventar. Während die Bedeutung der Gewässeranlagen für den Erhalt gefährdeter Pflanzenarten eher gering ist, kann doch die Artenzusammensetzung insgesamt als für den Naturraum typisch angesehen werden. Die Lokalisierung der Neuanlagen muß häufig kritisiert werden; insbesondere der eutrophierende Einfluß umliegender Intensivlandwirtschaftsflächen fand zu geringe Berücksichtigung. Die fortschreitende Verlandung macht in der nächsten Zeit weitere Maßnahmen wie pflegende Eingriffe oder weitere Neuanlagen erforderlich. Auf der Basis dieser Analysen werden abschließend Vorschläge für eine langfristig ausgerichtete Stillgewässerschutzkonzeption entwickelt.

Tabelle 3.

Bewertung der Untersuchungsgewässer

(Maß.Jahr: Jahr der Neuanlage/Renaturierung; Maß.Typ: N = Neuanlage, R = Renaturierung; Unt.-Jahre: Untersuchungsjahre; WF = Wasserführung: p = permanent, t = temporär; Gew.-Typ = Gewässertyp: W = Wald-, G = Grünland-, A = Acker-, B = Brache-, S = Siedlungsteich; Pfl.-AZ/RL-AZ: Pflanzenartenzahl/Rote Liste-Pflanzenartenzahl; Vegetationsstrukturen: W = Wasserpflanzen, R = Röhricht/Großseggenried, F = Flutrasen, S = Strandlingsflur/Kleinseggenried, E = Einjährigenflur, H = Hochstaudenflur, G = Gehölz; Beeinträchtigungen: E = Eutrophierung, V? = evtl. Versauerung, M = Vermüllung, P = Pflanzung von Krautarten/Pflege, N = Nutzung (Viehtritt, Erholung, Angeln etc.), B = Beschattung durch fortgeschrittene Sukzession)

Teich-Nr.	Rechts/Hoch-Wert	Maß. Jahr	Maß. Typ	Unt.-Jahre	WF	Gew.-Typ	Pfl.-AZ 89/94	RL-AZ 89/94	Vegetationsstrukturen	Beeinträchtigt.
T1000	256998/574776	1981	N	'89/'94	t	G	33/21	2/1	E/H/G	B
T1001-1002	256982/574808	?	N	'89/'94	p/t	G	34/38	2/1	E/S/F/R	(N)
T1003	257002/574822	1981	N	'89/'94	p	G/W	44/33	3/1	R/H/G	B
T1004	256952/574812	1982	N	'89/'94	p	G	49/39	1/0	S/F/R/G	V?
T1006	260192/573588	1981	N	'89/'94	p	A/S	11/12	0/0	W/F/H	P?
T1007	339722/573860	1980	N	'89/'94	p	A	22/15	0/0	W/H/G	B/E
T1008	260245/574040	1980	N	'89/'94	p	A	33/35	0/0	W/R/F/G	E
T1009-1010	260244/574042	1980	N	'89/'94	t/t	W	15/18	0/0	W/F	-
T1011	339772/574558	1980	N	'89/'94	t	W/A	25/27	1/0	R/H	E
T1012	259892/572780	1980	N	'89/'94	p	W/A	35/43	0/0	W/R/H/G	-
T1013-1021	340485/575313	?	?	'89/-	p	W/A	47/-	(9)/-	(W/R/F/H/G)	P/N
T1024	341106/575674	?	R	'89/'94	t	W	11/13	1/0	W/G	(B)
T1025	341122/575685	?	?	'89/'94	p	W/S	17/21	1/0	W/R/H/G	P
T1026	341136/575672	?	?	'89/'94	t	A/S	20/25	2/2	W/R/H	M/E
T1028	340904/576236	?	N	'89/'94	p?	W/B	23/25	1/1	W/F/H/G	-
T1029	340904/576238	?	N	'89/'94	p?	W/B	23/26	0/0	F/H/G	-
T1033	340762/574956	?	?	'89/'94	t	W	8/11	0/0	F/R	(B)
T1034	340802/574680	1981	N	'89/'94	p	W/B	45/36	1/0	W/F/H	-
T1035	340802/574676	1981	N	'89/'94	p	W/S	40/32	1/0	W/H	E/(B)
T1036	340808/574634	1988	N	'89/'94	p	A/S/W	40/46	1/0	W/S/E/H	E?
T1037	340806/574632	1981	N	'89/'94	p	W/S	44/47	3/0	W/E/H	P/E
T1038	340712/574600	1981	N	'89/-	t	W	38/-	0/-	(F/H)	-
T1039	341452/574860	1980	R	'89/'94	t	A	16/20	1/1	W/R/H/G	E
T1040	341476/574890	1981	R	-/'94	t	A/B	-/31	0/0	W/R/F/H/G	B
T1042	341774/575050	1981	R	'89/'94	t	W/A	16/21	0/0	W/F/R/H/G	-
T1043	341844/575082	1981	R	'89/'94	t	A/G	13/18	1/0	F/G	E/(B)
T1044	341846/575082	1981	R	'89/-	t	A/G	12/-	0/-	(W/F/R/H)	(B)
T1045	341918/575000	1981	N	'89/'94	p?	A/B/W	29/36	1/1	W/F/R/H	-
T1046	344614/571738	1981	N	'89/'94	p	G/A	14/25	0/0	R/H	-
T1047	342660/574434	1980	N	'89/'94	p	A	40/46	3/1	W/R/F/S/H/G	P/N
T1048	344650/572624	1980	R	'89/'94	t	W	13/13	0/0	W/F	(B)
T1049	344644/572640	1980	N	'89/'94	p	W/B	21/21	0/0	W/H/G	B
T1050	344630/572604	1981	N	'89/'94	t	A/W	13/8	0/0	W/F	M/E/B
T1051	344616/572578	1981	R	'89/'94	t	W	10/11	0/0	H/F	M/(B)
T1052	342346/574684	1980	R	-/'94	p	W	-/14	0/0	F/H	E/(B)
T1053	342344/574644	1980	R	-/'94	t	W/B/G	-/23	0/0	R/H/G	B
T1054-1055	342308/574640	1981/94	N	'89/'94	p?	W	14/(19)	0/0	F/H	(B)
T1056-1058	342238/575780	1980	N	'89/'94	p+p	W/A	35/14	2/1	F/H/G	B
T1059	342958/575484	1980	R	'89/'94	p	W	21/22	0/0	W/F/H/G	E?/N
T1060	342970/575590	1981	N	'89/'94	p	W/A	25/25	0/0	W/R/H/G	E?
T1061	342986/575550	1981	R	'89/'94	p	A/B/W	38/39	5/3	W/R/S/H/G	E?/B

Teich-Nr.	Rechts/Hoch-Wert	Maß. Jahr	Maß. Typ	Unt.-Jahre	WF	Gew.-Typ	Pfl.-AZ 89/94	RL-AZ 89/94	Vegetationsstrukturen	Beeinträchtigt
T1062	342996/575550	1981	R	'89/'94	p	W	48/37	5/3	W/R/F/H	(B)
T1063	343004/575552	1981	R	'89/'94	p	W(A)	9/14	1/2	W/R/H/G	B
T1064	343340/575630	1980	N	'89/'94	p	W/A	77/98	8/12	W/R/S/F/H/G	B
T1065-1066	343220/575466	1980	N	'89/'94	p+p	A	44/46	2/2	W/R/H/G	B
T1067	343220/575480	1980	N?	'89/'94	p?	B/G	40/38	2/1	W/R/H/G	B
T1068-1069	343100/575990	1980	N	'89/'94	p+p	A/B	27/33	1/2	W/R/H	E/N?
T1070-1071	344940/572980	1980	N	'89/'94	t+t	W/A	21/32	0/0	W/F/H/G	E/B
T1072	343470/574824	1980	R?	'/'94	t	G/W	-/14	0/0	H/G	B
T1073	343486/574840	1980	R	'/'94	p?	G/B/A	-/24	0/0	W/R/F/H/G	P?
T1074	343584/574795	1980	R	'89/'94	t	W	19/27	0/1	W/F/H	(B)
T1075	343692/574470	1981	R	'89/'94	p	W/S	31/33	0/0	W/R/H/G	B
T1076	343640/574330	1981	R	'89/'94	p	G/W	14/22	0/1	R/H/G	E?/B
T1077	343548/574266	1980	?	'89/'94	p?	G	21/29	0/0	H	E/N?
T1078	343364/574026	?	?	'89/'94	p?	B	24/28	0/0	W/R/F/H/G	-
T1079	343404/574022	1981	N?	'89/'94	t	W	28/?	0/0	R/F/H	(B)
T1080	343404/574023	1981	N?	'89/'94	t	W	22/20	0/0	R/F/H	(B)
T1081	343100/574890	1981	R	'89/'94	p?	A/B/W	21/26	2/2	W/H	EP?/N?
T1082	345012/572814	1981	R	'89/'94	p?	B	32/18	1/0	W/R/S/H	(N)
T1083	344924/572714	1981	N?	'/'94	p?	W	-/17	0/1	W/H	(B)
T1090	340220/579500	?	N	'89/'94	p+t	G	40/45	1/0	W/R/F/S/H/G	E?/B
T1091	340212/579356	1981	N	'89/'94	p?	A/B	31/36	4/3	W/R/S/G	B
T1092-1093	341408/580478	1981	N	'89/'94	p+t	G/A/W	38/41	2/1	W/R/S/F/H/G	P?/N
T1094	345018/572820	1990?	N	'89/'94	p	A/B	34/28	1/0	W/R/H	P
T1095	340802/574678	?	N	'89/'-	p	A/B	?/-	0/-	(W/E/R/H)	P
T1096	256952/574819	1993?	N	'/'94	p	W/G	-/41	-/0	H	-

Literatur

- BEYER, H., BÜLOW, B. VON, FELDMANN, R., REHAGE, H.O. (1981): Die Erhaltung und Neuanlage von Kleingewässern. - Westfälischer Heimatbund Rundschreiben (Münster) **3-4/81**, 1-2.
- FELDMANN, R. (1984a): Kleingewässeraktion Nordrhein-Westfalen - eine positive Zwischenbilanz. - LÖLF-Mitteilungen (Recklinghausen) **9(1)**, 22-24.
- FELDMANN, R. (1984b): Kleingewässeraktion NRW: Wissenschaftliche Untersuchung der Ergebnisse im Bereich des RP Münster 1982 bis 1984. - Unveröff. Gutachten. Menden/Münster.
- GLANDT, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern. - Natur und Landschaft (Stuttgart) **64(1)**, 9-13.
- GROSS, M. (1991): Die Vegetation im Einzugsbereich des Karthäuser Mühlenbaches bei Dülmen in Westfalen. Schutz und Entwicklung. - Diplomarbeit Univ. Göttingen. 136 S. Göttingen.
- HERR, W., WIEGLEB, G. (1985): Die Potamogetonaceae niedersächsischer Fließgewässer. Teil 2. - Göttinger Floristische Rundbriefe **19(1)**, 2-16.
- KAPLAN, K. (1992): Farn- und Blütenpflanzen nährstoffarmer Feuchtbiopte. Aktuelle Verbreitung und Situation im nordwestlichen Westfalen und südwestlichen Niedersachsen. - Metelener Schriftenreihe für Naturschutz **3**, 1-114.
- KAPLAN, K., LENSKI, H. (1994): *Juncus alpinus* - Eine im norddeutschen Tiefland oft übersehene Art? - Floristische Rundbriefe (Bochum) **24(1)**, 1-7.
- KEDDY, P.A. (1976): Lakes as islands: The distributional ecology of two aquatic plants, *Lemna minor* L. and *Lemna trisulca* L. - Ecology **57**, 353-359.
- LENSKI, H. (1988): Bemerkenswerte Vegetationsentwicklung in einem neu angelegten Feuchtgebiet. - Floristische Rundbriefe (Bochum) **22(1)**, 31-33.
- LIENENBECKER, H. (1985): Zur Problematik der Besiedlung neu angelegter Kleingewässer und anderer Biotope mit Pflanzen und Tieren. - Natur und Landschaftskunde (Hamm) **21**, 28-32.
- LOOS, W. (1985): Die Kleingewässer der Stadt Kamen in historischer Sicht. - Natur- und Landschaftskunde (Hamm) **21**, 8-10.
- LOSKE, R. (1983): Zur Situation der Kleingewässer und ihrer Amphibien im Gebiet der Stadt Lippstadt. - Natur und Heimat (Münster) **43(4)**, 97-113.

- PARDEY, A. (1992): Vegetationsentwicklung kleinflächiger Sekundärgewässer. Untersuchungen zur Flora, Vegetation und Sukzession von Kleingewässerneuanlagen unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse in Norddeutschland. - *Dissertationes Botanicae* (Berlin/Stuttgart) **195**, 1-178.
- PARDEY, A. (1993): Die Berücksichtigung der langfristigen Vegetationsentwicklung in neu geschaffenen Kleingewässern für ein Gewässerschutzkonzept. - *Metelener Schriftenreihe für Naturschutz* **4**, 129-137.
- PARDEY, A. (1994a): Effizienz von Kleingewässer-Neuanlagen im Hinblick auf Aspekte des Biotop- und Pflanzenartenschutzes. - *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* (Hannover) **14**(2), 61-84.
- PARDEY, A. (1994b): Entwicklung der Flora, Vegetation und Standortverhältnisse eines Artenschutzgewässers südöstlich von Warendorf. - *Decheniana* (Bonn) **147**, 63-79.
- RAABE, U., WEYER, K. VAN DE (1994): Floristische Untersuchungen von Artenschutzgewässern im Kreis Minden-Lübbecke. - *LÖLF-Jahresbericht 1993*, 58-59. Recklinghausen.
- RUNGE, F. (1984): Seltene Pflanzen an neu geschaffenen Kleingewässern des Münsterlandes. - *Göttinger Floristische Rundbriefe* **18**(1/2), 29-30.
- WEYER, K. VAN DE (1993): Vorläufige Rote Liste der Armleuchteralgen. - *LÖLF-Mitteilungen* (Recklinghausen) **18**(4), 23-27.
- WOLFF-STRAUB, R., BANK-SIGNON, I., FOERSTER, E., KUTZELNIGG, H., LIENENBECKER, H., PATZKE, E., RAABE, U., RUNGE, F., SCHUHMACHER, W. (1988): Florenliste von Nordrhein-Westfalen. 2. Auflage. - *Schriftenreihe der LÖLF NW* (Recklinghausen) **7**, 1-124.

Anschrift des Verfassers: Dr. Andreas Pardey, Bachstraße 3, 45739 Oer-Erkenschwick

ROBERT, B., WICHARD, W.: Kartierung der Köcherfliegen (Trichoptera) in Nordrhein-Westfalen. In: *Entomologische Mitteilungen aus dem Lössbecken Museum und Aquazoo*, Beiheft 2: 227 Seiten, 202 Karten, Düsseldorf 1994.

Bezugsadresse: Lössbecken Museum und Aquazoo, Bibliothek, 40200 Düsseldorf.

Im Rahmen von Arbeiten an der Roten Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Köcherfliegen haben die Autoren Funddaten aus einer Zeitspanne von 25 Jahren gesammelt und kartiert. Berücksichtigung finden hierbei ausschließlich Imaginalfunde, da zahlreiche Trichopterenlarven bislang nicht bestimmbar sind. Die im behandelten Gebiet nachgewiesenen 202 Arten werden durch übersichtlich aufgemachte Verbreitungskarten (TK25), eine Artdiagnose sowie wichtige autökologische Kenndaten umfassend dargestellt. Hervorzuheben ist die sorgfältige Literaturrecherche, die zu einem ausführlichen Literaturnachweis führt.

Norbert Wilbert

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: [149](#)

Autor(en)/Author(s): Pardey Andreas

Artikel/Article: [Artenschutzgewässer in der Westfälischen Bucht - Darstellung ihrer Vegetationsentwicklung und Schutzeffizienz als Ergebnis einer nach fünf Jahren durchgeführten Wiederholungskartierung \(1989-1994\) 21-33](#)