

Vegetationsdynamik im NSG „Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee“ (Bodensee) unter dem Einfluss von hydrologischen Extremereignissen

WOLFGANG OSTENDORP & MICHAEL DIENST

Kurzfassung

Der Beitrag stellt die Vegetationsentwicklung im Wollmatinger Ried seit den Extremereignissen von 1999 und 2003 unter störungsökologischen und naturschutzfachlichen Gesichtspunkten dar. Der Bodensee ist der einzige große Voralpensee, dessen Ausflussschwelle noch nicht verändert und der noch nicht staureguliert ist. Das charakteristische Störungsregime (episodische Extremhochwasser- und Extremniedrigwasserphasen) ist ein wesentlicher Faktor für den Erhalt der biologischen Vielfalt (genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Habitatvielfalt) im unteren Eulitoral (ca. 0,5 m unterhalb bis 0,2 m oberhalb der Mittelwasserlinie). Dabei spielen (i) die Dominanzschwächung des Schilfs (*Phragmites australis*) durch Hochwasser und (ii) die nachhaltige Besiedlung vorübergehend landfest gewordener Uferstreifen während einer Niedrigwasserphase eine wichtige Rolle. Zukünftig, im Zeichen des regionalen Klimawandels, dürfte die Vegetationsdynamik in der Grenzzone weitgehend durch (i) den langfristigen Seespiegeltrend (Absinken der Sommerwasserstände mit ca. 5 mm/Jahr) und (ii) ein stationäres Störungsregime (Frequenz, Stärke, Dauer) aus hydrologischen Extremereignissen bestimmt werden.

Abstract

Vegetation dynamics in the nature reserve „Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee“ (Lower Lake of Lake Constance, Germany) following extreme flood and low water periods

This paper analyses the vegetation dynamics following the extreme hydrological events of 1999 and 2003 focusing on disturbance ecology and biological diversity. Lake Constance is the only pre-Alpine lake which is not dammed or regulated and of which the threshold region has not been modified. The characteristic disturbance regime, i. e. episodic extreme floods and extreme low water periods, has proven to be an important factor in preserving biological diversity (genetic, species, and structural diversity) in the shoreline (c. 0.5 m below to 0.2 m above mean water line). Two factors have played a decisive role: (i) the weakening of the dominance of the common reed, *Phragmites australis*, by extremely high floods, and (ii) the persistent occupation of wet littoral surfaces by mud-flat species and helophytes during prolonged low water periods. We argue that, under

the influence of regional climate change, the vegetation dynamics in the shore line will be determined by (i) long-term hydrological trends (lowering of the summer water level by c. 5 mm/yr), and by (ii) a disturbance regime from extreme floods and low water periods which seems to be stationary in terms of frequency, strength and duration.

Autoren

WOLFGANG OSTENDORP und MICHAEL DIENST, Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU) e.V., Heroséstr. 18, 78467 Konstanz, E-Mail: wolfgang.ostendorf@bodensee-ufer.de, michael.dienst@bodensee-ufer.de.

1 Einleitung

Naturbelassene Seeufer zeichnen sich durch eine dynamische Entwicklung der Ufervegetation unter dem Einfluss von Wasserstandsdynamik, Feststoffdynamik und Ufermorphodynamik aus. An den meisten mitteleuropäischen Seen sind diese Voraussetzungen allerdings durch hydrologische Manipulation des Wasserspiegels bzw. des natürlichen Wasserstandsregimes, durch landwirtschaftliche Meliorationen, Abwassereinleitungen und Eutrophierung sowie durch strukturelle Inanspruchnahme infolge von Siedlung, Verkehr, Freizeit und Tourismus erheblich eingeschränkt (OSTENDORP et al. 2004). Eine naturnahe dynamische Entwicklung der Ufervegetation kann somit nur noch ausschnittsweise an wenigen Seen bzw. Uferstrecken untersucht werden. Beispielsweise bietet der Bodensee dazu Gelegenheit, denn er ist der einzige große Alpenrandsee, dessen Ausflussschwellen noch nicht reguliert wurden, und der trotz des Gewässerausbaus und der intensiven Speicherbewirtschaftung im Alpenrhein-Einzugsgebiet noch einen annähernd natürlichen Jahreswasserstandsgang aufweist. In seinen großen Naturschutzgebieten, deren Ufer zumeist unbefestigt sind, können sich daher weitgehend natürliche

Prozesse entfalten, die durch kurzzeitige Störungen, z. B. hydrologische Extremereignisse sowie durch langfristige Seespiegeltrends in Gang gesetzt werden.

So haben die Extremhochwasser von 1965 und 1999, aber auch mehrjährig auftretende sommerliche Niedrigwasserphasen, insbesondere der extreme Niedrigwasserstand im Hitzesommer 2003, zu raschen und nachwirkenden Veränderungen der Ufervegetation geführt, die in dieser Form weder vom Bodensee noch von anderen (meist stauregulierten) Seen bekannt waren. Beide Extremereignisse wurden durch Monitoring-Programme begleitet, die einen Eindruck davon vermitteln, wie die Vegetationsentwicklung unter naturnahen hydrologischen Bedingungen vonstatten gehen kann. In diesem Beitrag werden die mittelfristigen Auswirkungen der beiden Ereignisse auf die Ufervegetation dargestellt und mit der Situation früherer Jahre verglichen, wobei naturschutzfachliche Fragen im Vordergrund stehen.

2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Naturschutzgebiet (NSG) „Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee“ im östlichen Bodensee-Untersee

(Schutzgebietsnr. 3.004) durchgeführt. Das NSG liegt größtenteils auf einer postglazialen Brandungsterrasse des Bodensees, die von onkolithischen Krümelkalken („Schnegglikiese“), Seekreide-Sedimenten sowie ihren Umlagerungsprodukten (anorganischer und organischer Kalkschlamm) bedeckt ist. Die Uferlinie (Gesamtlänge 15,37 km) ist zumeist mit Schilfröhrichten gesäumt, lediglich an kurzen Uferabschnitten ist die Wasserwechselzone mit kleinwüchsiger Vegetation, vor allem Strandrasen bewachsen. Das Schutzgebiet besitzt eine Fläche von 7,57 km², von der bei mittlerem Niedrigwasser (MNW, 394,27 m ü. NN, Zeitraum 1951-2004) 1,85 km², bei mittlerem Hochwasser (MHW, 396,23 m ü. NN) 3,09 km² überschwemmt sind.

Die Untersuchungen beziehen sich auf einen Uferstreifen zwischen etwa 394,60 und 395,30 m ü. NN zwischen der Ostgrenze des Badeplatzes Allensbach-Hegne und dem Eingang der sog. „Schläuche“ (Wasserarme zwischen den beiden Inseln) gegenüber dem Schweizer Ufer bei Gottlieben (Uferlänge 13,46 km). Aufgrund der geringen Uferneigung von im Mittel 0,3° (= 1:210) wirken sich hier Wasserstandsschwankungen besonders stark aus.

Der Bodensee ist ein Alpenrandsee mit einem typischen glazial-nivalen hydrologischen Regime

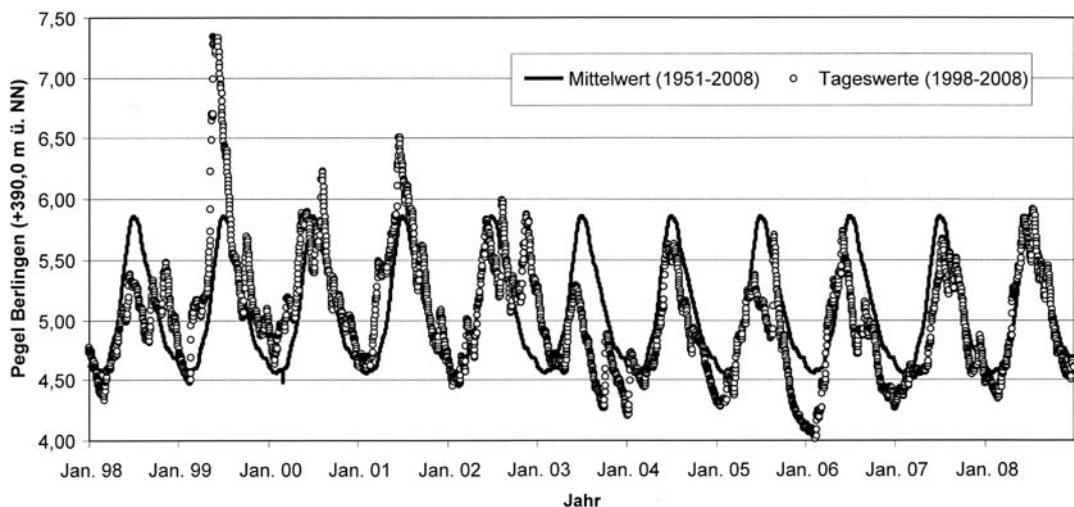


Abbildung 1. Wasserstandsganglinien in den Jahren 1998 bis 2008 im Vergleich zum langjährigen Mittel 1951-2008 (Pegel Berlingen, Untersee; nicht trendbereinigt); deutlich zu erkennen sind das extreme Hochwasser im Frühsommer 1999 sowie die lang anhaltenden Niedrigwasserstände im Sommer 2003 und im Winter 2005/2006.

(BAUMGARTNER & LIEBSCHER 1996), dessen Niedrigwasserperiode in den Spätwinter fällt, während der jährliche Hochwasserstand gewöhnlich Ende Juni bis Anfang Juli erreicht wird (Abbildung 1). Die mittlere jährliche Schwankungsbreite liegt bei 1,82 m (Untersee, Pegel Berlingen, Zeitraum 1951 bis 2008). Seit Anfang der 1940er Jahre lassen sich ähnlich wie am Bodensee-Obersee (OSTENDORP et al. 2007) auch am Untersee hydrologische Veränderungen nachweisen, die durch signifikant ansteigende Niedrigwasserstände und stark fallende Höchstwasserstände sowie durch hochsignifikant abnehmende jährliche Schwankungsbreiten gekennzeichnet sind. So nahm der durchschnittliche Wasserstand in den Monaten Juni bis August um etwa 5 mm/Jahr ab, im Zeitraum 1941 bis 2008 also um etwa 0,34 m. Dagegen erhöhte sich der Wasserspiegel in den Monaten Dezember bis März um etwa 1,5 mm/Jahr (entspr. 0,10 m). Die jährliche Schwankungsbreite von 80 % aller Tageswasserstände, ausgedrückt als Differenz zwischen dem 90 %- und dem 10 %-Quantil der Verteilung aller Tageswerte eines Jahres, nahm zwischen 1941 und 2008 von etwa 1,55 m auf 1,20 m ab. In der 123-

jährigen Pegelgeschichte traten in 30 Jahren an mindestens einem Tag in der Vegetationsperiode Seestände auf, die höher als das 30-jährige Hochwasserereignis waren (bzw. in 25 Jahren für das 30-jährige Niedrigwasserereignis). Die Hochwasser dauerten meist nur etwa 10 bis 20 Tage an, die üblichen Niedrigwasserphasen etwa doppelt so lange (Abbildung 2). Trends, die auf eine Häufung bzw. zeitliche Ausweitung von Extremwasserständen hindeuten, sind nicht erkennbar.

Ungeachtet des Trends zu geringeren Wasserstandsschwankungen erlebte der Bodensee innerhalb von nur vier Jahren zwei extreme Wasserstände in der Vegetationsperiode. Das Pfingsthochwasser von 1999 war das dritthöchste am Bodensee seit 1816/17 registrierte Hochwasser mit einer Jährlichkeit von 87 Jahren (d. h. mit einer Wahrscheinlichkeit von 1/87 ist in jedem Jahr mit Erreichen oder Überschreiten eines solchen Wasserstands zu rechnen). Betrachtet man jedoch die Tatsache, dass das Hochwasser bereits Mitte bis Ende Mai auflief, erhält man eine rechnerische Jährlichkeit von etwa 4.000 Jahren. Von Juni bis September 2003 kam es im

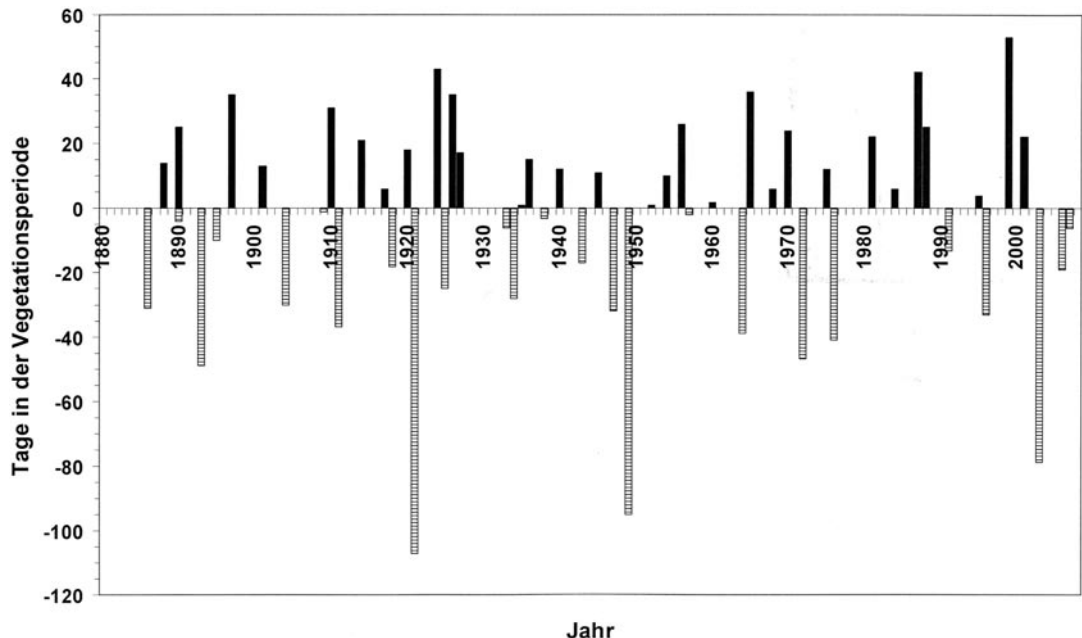


Abbildung 2. Tage in der Vegetationsperiode (1. April - 30. Sept.), an denen der Seespiegel höher (positiv aufgetragen) bzw. niedriger (negativ aufgetragen) war als das 30-jährige Ereignis; die Darstellung beruht auf den trendbereinigten log-normalverteilten Tageswerten.

vermutlich heißesten und niederschlagsärmsten Sommer seit 1659 zu extremen Niedrigwasserständen (Abbildung 1). Berücksichtigt man auch hier die Saisonalität, erhält man für die September-Wasserstände eine Jährlichkeit von etwa 500 Jahren (d. h. mit einer Wahrscheinlichkeit von 1/500 ist im September eines jeden Jahres mit Erreichen oder Unterschreiten eines solchen Wasserstands zu rechnen) (JÖHNK et al. 2004; OSTENDORP & JÖHNK 2003 für den Bodensee-Obersee, Pegel Konstanz). In den Jahren 2004 bis 2007 lagen die Wasserstandsganglinien ebenfalls deutlich unter dem langjährigen Mittel und erst das Jahr 2008 zeigte wieder einen Wasserstandsverlauf im üblichen Rahmen. Außerdem wurde im Winter 2005/2006 ein extrem niedriger Seestand registriert, der im Folgenden aber unbeachtet bleibt, da er sich nicht auf die Vegetation auswirkte.

3 Methoden

Im Nachgang zur Niedrigwasserperiode vom Sommer 2003 wurde in den Monaten Januar bis März der Jahre 2004, 2005 und 2007 der gesamte Uferstreifen des Wollmatinger Rieds kartiert. Dazu wurden flächendeckend mittels GPS (Typ Garmin III plus, geräteseitiger Fehler ca. ± 4 m) habituell homogene Vegetationseinheiten abgegrenzt. Die Flächen lagen teils im unteren Eulitoral, das auch vor dem Röhrichrückgang von 1999 nicht durch Schilf (*Phragmites australis*) besiedelt gewesen war, teils auf den Schilf-Absterbeflächen („Stoppelfelder“), in einigen Fällen auch in der Randzone der verbliebenen, schütterten Schilfröhrichte. In jeder Aufnahmefläche wurde eine vereinfachte Vegetationsaufnahme durchgeführt, wobei der (aktuelle) Deckungsgrad in Prozent geschätzt wurde; Deckungen unter 1 % wurden auf 1 % gesetzt. Obschon viele Pflanzen zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme oberirdisch abgestorben waren, war in der Regel eine Artbestimmung anhand der Reste bzw. überdauernder Rosetten u. ä. möglich. Lediglich einige ruderalen Sippen, Jungpflanzen der Gattung *Salix* spec. sowie die Binsen *Juncus alpinoarticulatus* (= *J. alpinus*) und *J. articulatus* waren oft nicht eindeutig zu identifizieren. Nur wenige Arten (z.B. *Utricularia australis*) konnten auf diese Weise nicht erfasst werden. Die Winter-Erhebungen beziehen sich somit auf die Vegetation der jeweils vorangegangenen Vegetationsperiode, obschon auch die neuen Pflanzen

annueller Arten (z. B. *Catabrosa aquatica*, *Ranunculus sceleratus*) mit erfasst wurden.

Die Winterkartierungen wurden durch Bootsbefahrungen während der sommerlichen Hochwasserperiode ergänzt; sie dienten im Wesentlichen der Kontrolle der im Winter erzielten Ergebnisse. Das Monitoring wird seither in modifizierter Form fortgesetzt, so dass einzelne Nachträge aus den Vegetationsperioden 2007 bis 2009 stammen. Die Daten wurden in einem Geographischen Informationssystem (GIS, ArcView 3.2) verarbeitet. Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Pflanzennamen richtet sich nach BUTTLER & HARMS (1998).

Mit „Grenzzone“ (vgl. BAUMANN 1911, S. 485) ist im Folgenden der Bereich zwischen etwa 394,6 m und 395,3 m ü. NN gemeint, d.h. die Zone zwischen ca. 0,5 m unterhalb bis 0,2 m oberhalb des durchschnittlichen jährlichen Mittelwasserstands (MMW 395,06 m ü. NN, 1951-2008). Die weiter landeinwärts gelegenen Röhrichte und Riedwiesen sowie die Unterwasserpflanzenrasen des Sublitorals waren nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

Die Ergebnisse der Niedrigwasserkartierung werden mit früheren Erhebungen anderer Autoren sowie mit unseren Kartierungen von 2000 bis 2002 im Nachgang zum Extremhochwasser von 1999 verglichen.

4 Ergebnisse

4.1 Entwicklung der Ufervegetation 1904 bis 2002

Die ersten systematischen vegetationskundlichen Erhebungen aus der Uferzone des Wollmatinger Rieds stammen aus der Zeit um 1904 bis 1909 (BAUMANN 1911). Der Wasserstandsverlauf dieser Jahre lag im üblichen Rahmen zwischen dem 10-jährigen Niedrig- und dem 10-jährigen Hochwasser, lediglich das Jahr 1904 fiel durch einen wasserarmen Spätsommer und das Jahr 1909 durch Niedrigstände im Frühsommer auf. Die Beschreibungen, Vegetationsskizzen und Fotos legen den Schluss nahe, dass es in der Grenzzone neben den „fest geschlossene(n), fast undurchdringliche(n) Dickichte(n)“ (BAUMANN 1911, S. 219) auch aufgelockerte Schilfröhrichte gab, die einen reichen Unterwuchs aus anderen Röhrichtpflanzen bzw. niederwüchsigen Uferpflanzen möglich machten (op. cit., S. 219-220). Die Schilfröhrichte dehnten sich damals noch nicht so weit aus wie in späteren Jahren,

waren aber bereits stellenweise in Ausbreitung begriffen: „So ist z. B. im nordwestlichen Teil des Wollmatinger Riedes das Phragmitetum (+ Strictetum) in jüngster Zeit sehr weit gegen die seichten Alluvionsfläche ‚im Feld‘ vorgerückt und es macht die Verlandung noch weitere Fortschritte“ (op. cit., S. 227). Außerdem gab es weitab vom Ufer auf Untiefen im See drei isolierte Schilf-Bestände (nw Bibershof, s und se Badeplatz Hegne), von denen heute noch einer erhalten ist (op. cit., Taf. XII). Seewärts der Schilf-Röhrichte waren offenbar genügend freie Uferflächen vorhanden, so dass sich andere Röhrichtpflanzen (z. B. *Schoenoplectus lacustris*, *Sch. tabernaemontani*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*) sowie Steifseggenrieder (*Carex elata*) teils großflächig in artenarmen Beständen, teils in Konkurrenz mit Schilf durchsetzen konnten (Tabelle 1; op. cit., S. 85, 236-250). Auch für niederwüchsige Arten wie *Hippuris vulgaris* (op. cit. Fig. 24), *Litorella uniflora* (op. cit., Fig. 27, 31, Taf. XII), *Eleocha-*

ris acicularis (op. cit., S. 220) u. a. gab es noch genügend Raum zwischen der Röhrichtfront und der Niedrigwasserlinie (op. cit., Fig. 17, Fig. 30, Taf. VI a). Besonders im südlichen Teil des Wollmatinger Rieds wurde die Uferlinie nicht durch Schilfröhrichte, sondern durch lockere, artenarme Steifseggenrieder gebildet (op. cit., Fig. 20b, Taf. V b, VII b, VIII a, b). Eine kritische Durchsicht der Angaben von BAUMANN (1911) ergab, dass in den Jahren 1904 bis 1909 in der Grenzzone etwa 60 Gefäßpflanzenarten vorgekommen sind, davon 53 im Wollmatinger Ried.

LANG (1967), der die Ufervegetation in den Jahren 1959 bis 1964 untersuchte, kam im Vergleich mit den Ergebnissen BAUMANNs zu dem Schluss, dass sich generell die Fundstellendichte einiger Strandrasen-Arten bedeutend verringert habe, dass andererseits eine Ausdehnung oder ein Artenwandel der Röhrichte nicht eingetreten sei. Auch Anfang der 1960er Jahre gab es noch schüttere Röhrichtbestände, in denen niederwüchsige

Tabelle 1. Bestandsentwicklung von Seebinsen (*Schoenoplectus lacustris*, *S. tabernaemontani*) und Rohrkolben (*Typha angustifolia*, *T. latifolia*) am Bodensee-Untersee (wenn nicht anders angegeben beziehen sich die Angaben auf das gesamte Untersee-Ufer; Angaben für das Kartierungsgebiet in Klammern). Quellen: ca. 1904-1909 - BAUMANN (1911); ca. 1961-1964 - LANG (1967); 1967, 1978 - LANG (1973, 1981); um 1982 - OSTENDORP, unpubl., nur bad.-württ. Untersee-Ufer; 1993 - RODAT (1993), nur *S. lacustris*, nur bad.-württ. Untersee-Ufer; 1993 (nur *Typha*), 1998, 2000 - BÖCKER et al. (2003), nur bad.-württ. Untersee-Ufer.

Zeitraum	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	<i>Typha angustifolia</i>	<i>Typha latifolia</i>
1904-1964	ca. 1904-1909: 16 (2) Bestände ca. 1961-1964: ‚verbreitet‘	ca. 1904-1909: 20 (4) Bestände ca. 1961-1964: ‚zerstreut‘, 7 (2) Bestände	ca. 1904-1909: „selten“, 8 (1) Bestände ca. 1961-1964: ‚zerstreut‘, 6 (1) Bestände	ca. 1904-1909: „nicht häufig“, 8 (1) Bestände ca. 1961-1964: ‚zerstreut‘, 5 (2) Bestände
1965-1999	1967: 24 (3) <i>S. lac.+tab.</i> -Bestände 1978: 2 (1) <i>S. lac.+tab.</i> -Bestände um 1982: 23 Bestände, 0,14 ha, 394,72 ± 0,24 m m ü. NN 1993: 4 (1) Bestände 1998: 3 Bestände 0,072 ha	0 (0) 0 (0)	1967: 5 (0) <i>T. ang.+lat.</i> -Bestände 1978: 0 (0) um 1982: 25 Bestände, 0,52 ha, 394,76 ± 0,18 m m ü. NN 1993: <i>T. ang.+lat.</i> , ca. 0,45 ha	um 1982: 5 Bestände, 0,002 ha
1999-2002	2000: 3 Bestände mit 0,031 ha	unbekannt	2000: <i>T. ang.+lat.</i> , ca. 0,03 ha	

Strandpflanzen gedeihen konnten (LANG 1967, Tab. 25). Ebenso kamen *Schoenoplectus lacustris*-Bestände „verbreitet“ vor, während von den „zerstreut“ auftretenden *Sch. tabernaemontani*-Beständen immerhin drei im Kartierungsgebiet angetroffen wurden. Bestände der beiden Rohrkolben-Arten traten ebenfalls noch „zerstreut“ am Untersee-Ufer auf (Tabelle 1), davon einige im Kartierungsgebiet.

In den Jahren 1965/66 kam es am Bodensee zu einem beträchtlichen „Schilfsterben“, das zunächst mit der Eutrophierung des Sees in Zusammenhang gebracht wurde. Eine detaillierte Quellenauswertung zeigte jedoch, dass das Extremhochwasser vom Juni 1965 im Zusammenwirken mit Starkwindereignissen und Hagelschlägen maßgeblich für das Absterben der seewärtigen Schilfröhrichte zwischen MNW- und MMW-Linie verantwortlich war (OSTENDORP 1990). In den Jahren danach folgten weitere Rückgänge der vorgeschädigten Röhrichte durch Fadenalgen- und Treibgutbelastungen, so dass sich die seeseitige Röhrichtfront erst in den 1980er Jahren stabilisierte (SCHMIEDER et al. 2003). Das Extremhochwasser von 1987 rief dagegen keine besonderen Bestandseinbrüche hervor, weil es erst Ende Juli bis Anfang August auflief und nicht von Starkwinden bzw. Treibgutanschwellungen begleitet wurde. Die Seebinsen-Bestände konnten das Hochwasser von 1965 offenbar unbeschadet überstehen, denn anlässlich der seeumfassenden Wasserpflanzen-Kartierung von 1967 (LANG 1973, 1981) wurden am Untersee noch 24 Bestände erfasst, davon drei im Untersuchungsgebiet. Rohrkolben-Bestände waren dagegen weitaus seltener (Tabelle 1). Bei der Wiederholungskartierung von 1978 wurden bedeutend weniger Bestände beider Arten erfasst, intensive Kontrollen der Röhrichtfront zwischen 1979 und 1983 (OSTENDORP, unpubl.) lieferten jedoch zahlreiche Bestände, die teilweise bereits vom Schilf durchwachsen waren. RODAT (1993) waren nur noch vier Seebinsen-Bestände am Untersee bekannt, davon einer im Wollmatinger Ried.

Das außergewöhnlich früh eintretende und sehr lang andauernde Extremhochwasser vom Mai bis Juli 1999 führte erneut zu einem Bestands-einbruch der seeseitigen Schilfröhrichte, bei dem am baden-württembergischen Bodensee-ufer etwa 30 ha abstarben. Weitere Bestände waren aufgelichtet oder in einzelne Bestandsflecken aufgelöst (SCHMIEDER et al. 2002; DIENST et al. 2004). Auch die Rohrkolben- und Seebinsen-

Bestände erlitten starke Einbußen. Andererseits ermöglichte die Bestandsauflichtung niedrigwüchsigen, konkurrenzschwachen Arten, sich auf den Schilf-Stoppelfeldern und innerhalb des Schilfröhrichtes anzusiedeln. In den Jahren 2001 und 2002 handelte es sich zunächst um typische Wasserpflanzen wie *Potamogeton* spec., *Myriophyllum* spec. und Fadenalgen sowie um einige Arten der Wasserwechsellzone (*Alisma gramineum*, *Utricularia australis*, *Eleocharis acicularis*) (OSTENDORP et al. 2003). Der einzige bis dahin verbliebene große Seebinsen-Bestand hatte das Hochwasser überlebt, starb dann zwischen Juli 2002 und Winter 2003/2004 vollständig ab. Nennenswerte Rohrkolben-Bestände gab es nicht mehr. Auch die Strandrasen-Arten im seeseitigen Bereich waren im Zeitraum 1999-2002 leicht zurückgegangen (DIENST & STRANG 2008).

4.2 Entwicklung der Ufervegetation zwischen 2003 und 2008

4.2.1 Übersicht

Noch während der Niedrigwasserphase im Spätsommer 2003 wurden weite Uferstrecken mit einer zunächst nur schütterten Vegetation besiedelt, die sich wahrscheinlich sowohl aus der persistenten Diasporenbank der Sedimentober-schicht als auch aus jüngerem Anflug oder Anspülungen rekrutierte. Im Gebiet konnten bei der Kartierung im Jan./März 2004 57 Sippen identifiziert werden. Die durchschnittliche Deckung auf der insgesamt 26,1 ha großen kartierten Fläche betrug 21 %, woraus sich rechnerisch eine vegetationsbedeckte Fläche von rd. 5,5 ha ergab (Tafel 1).

In den folgenden Jahren nahm die Zahl der Sippen zunächst ab, dann aber wieder zu. Die vegetationsbedeckte Fläche erhöhte sich zunächst auf 8,9 ha, um bis 2006 wieder auf 6,5 ha abzunehmen. Die in Tabelle 2 aufgelisteten zehn häufigsten Arten zuzüglich des von den Bestands-rändern her eindringenden Schilfs machten zwischen 85 und 97 % der gesamten vegetationsbedeckten Fläche aus. In 2003 wurde die Pioniervegetation durch *Typha latifolia*, *Ranunculus sceleratus*, *Catabrosa aquatica* und *Veronica anagallis-aquatica* (vorwiegend im nördlichen Teil des Kartierungsgebietes) sowie durch *Juncus alpinoarticulatus*/*J. articulatus* (vorwiegend im Südteil) dominiert. Diese Sippen waren auch in 2006 noch stark in der Vegetationsdecke vertreten, wobei sich die Anteile aber stark zugunsten von Rohrglanzgras und den beiden Rohrkolben-Arten verschoben hatten (Tafel 2).

Tabelle 2. Übersicht der häufigsten Sippen des Kartierungsgebiets. *J. alpinoarticulatus* und *J. articulatus* wurden zusammengefasst, da beide Arten im vegetativen Zustand nicht immer sicher zu unterscheiden waren; n.e. - nicht erfasst; % - Anteil an der gesamten vegetationsbedeckten Fläche (100 %).

Vegetationsperiode	2003		2004		2006	
kartierte Fläche (ha)	26,06		15,15		17,33	
Zahl der identifizierten Sippen	57		46		68	
	ha	%	ha	%	ha	%
Vegetationsbedeckte Fläche	5,5	21	8,7	57	6,5	37
<i>Catabrosa aquatica</i>	0,46	8,3	0,18	2,1	0,13	2,0
<i>Eleocharis acicularis</i>	0,19	3,4	0,14	1,7	0,29	4,6
<i>Juncus alp.+articulatus</i>	1,14	20,7	2,86	33,0	1,23	19,0
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,21	3,8	0,91	10,6	1,15	17,8
<i>Phragmites australis</i> (Altschilf)	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	0,49	7,6
<i>Ranunculus sceleratus</i>	0,59	10,7	0,08	1,0	0,13	2,0
<i>Rorippa amphibia</i>	0,24	4,3	0,21	2,5	0,06	1,0
<i>Salix</i> -Jungpflanzen	0,14	2,5	0,12	1,4	0,13	2,0
<i>Typha angustifolia</i>	0	0	0	0	0,24	3,7
<i>Typha latifolia</i>	1,07	19,5	3,49	40,4	1,66	25,8
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	0,66	12,0	0,38	4,4	0,39	6,1
Summe	4,7	85	8,4	97	5,9	92

Von den 53 Gefäßpflanzen-Arten, die bei BAUMANN (1911) für die Grenzzone des Wollmatinger Rieds erwähnt wurden, konnten 33 Arten erneut beobachtet werden. Darunter sind 16 Arten, für die zwischen 1960 und 2002 keine Beobachtungen in der Uferzone des Wollmatinger Rieds vorliegen (unpubl. Beobachtungen M. DIENST, E. KLEIN). Zusätzlich wurden 49 weitere Arten gefunden, die für die Grenzzone weder von BAUMANN (1911) noch von LANG (1967) erwähnt wurden, und die auch in den vergangenen Jahrzehnten nicht am Uferstreifen beobachtet worden sind. Zu ihnen gehören 13 Arten, die oft an Feuchtstandorten angetroffen werden (vgl. Abschn. 4.2.5) und insofern standortstypisch sind, sowie weitere 36 meist ruderales Arten.

4.2.2 Schilf

Die Schilfbestände, die nach dem Extremhochwasser von 1999 im Kartierungsgebiet um 13,3 ha (= 20,3 % der aquatischen Röhrichfläche von 1998) zurückgegangen waren (DIENST et al. 2004), konnten sich stabilisieren und streckenweise wieder ausbreiten. Während die wenigen Halme in der Pionier-Vegetation von 2003 und 2004 keine nennenswerte Rolle spielten und nicht gesondert erfasst wurden, betrug ihr Anteil in 2006 bereits 7,6 % der gesamten vegetationsbedeckten Fläche.

Zur Raumeroberung stehen dem Schilf sowohl die vegetative Ausbreitung durch Ausläuferhizome (ca. 0,5 bis 1,5 m Länge) bzw. durch oberirdische Ausläufer („Leghalme“ von etwa 5 bis über 20 m Länge) als auch die generative Vermehrung durch Samen zur Verfügung (Abbildung 3). Demgegenüber dient der Austrieb von kurzen Vertikalrhizomen am Rhizomcluster vorwiegend der Bestandsverdichtung (BAUMANN 1911; RODEWALD-RUDESCU 1974, S. 24; URBANSKA 1992). Leghalme sind zwar seit hundert Jahren auch vom Bodensee bekannt („Schlichrohr“: BAUMANN 1911, S. 223), wurden aber in den 1960er bis 1990er Jahren nur selten beobachtet. Im Sommer und Herbst 2003 entwickelten sich dagegen zahlreiche Leghalme und Ausläuferhizome vorwiegend in randständigen, durch das Hochwasser wenig geschädigten Schilf-Beständen. Beide Sprosstypen waren seewärts ausgerichtet und gingen auf das auch früher nicht durch Schilf besiedelte untere Eulitoral hinaus. In keinem Fall wurde eine nennenswerte Wiederbesiedlung der ausgedehnten Stoppelfelder beobachtet. Allerdings dürften die rd. 38 Ausläuferhizome und 123 Leghalme der Vegetationsperiode 2003 nicht wesentlich zur Regeneration der Schilffront beigetragen haben. Ein Jahr später wurden nur noch etwa 15 neu gebildete Leghalme gezählt, seitdem fehlen sie fast völlig.

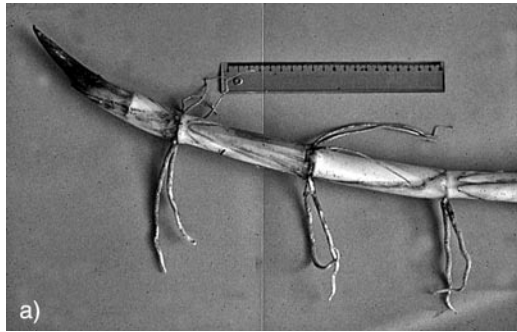


Abbildung 3. Ausbreitungsstrategien des Schilfs am Bodensee-Untersee: (a) Ausläuferrhizom; (b) Schilf-Leghalm, der an der geschlossenen Schilffront (im Vordergrund rechts, nicht sichtbar) entspringt und sich über das nicht schilfbedeckte untere Eulitoral erstreckt, wo er nach rd. 18 m endet (im Hintergrund, linker Bildrand); an den Knoten haben sich rasch neue Schilf-Tochterpflanzen gebildet, deren Größe von rechts nach links, d.h. mit abnehmendem Alter des Leghalms abnimmt (März 2004); (c) Leghalm (Ausschnitt) mit wurzelnden Tochterpflanzen über dem ausgetrockneten Seeboden (Aug. 2003), (d) Keimpflanze (Febr. 2004).

Schilf-Jungpflanzen, die während der Niedrigwasserphase 2003 gekeimt waren, traten recht häufig auf, jedoch lag die Deckung im Mittel nur bei 1 % (maximal 5 %). Recht große Flächen waren in den seichten, geschützten Buchtlagen nördlich sowie südlich des Reichenauer Damms anzutreffen. Die Etablierung ist üblicherweise an lang dauernde Niedrigwasserphasen gebunden, da die Jungpflanzen in den ersten beiden Jahren noch verhältnismäßig klein und überschwemmungsanfällig sind (HÜRLIMANN 1951). Bei der

Kartierung im Spätwinter 2005 konnten die Jungpflanzen der vorangegangenen Vegetationsperiode nicht sicher von den um ein Jahr älteren Pflanzen unterschieden werden, und zwei Jahre später wurden überhaupt keine Jungpflanzen mehr beobachtet.

4.2.3 Weitere Röhricht-Arten

Neben dem Schilf traten vor allem die beiden Rohrkolben-Arten und das Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea* als dominierende Röhrichtbildner auf.



Abbildung 4. Weiden-Jungwuchs in der Uferzone: (a) *Salix*-Bestand auf einer Sandbank vor dem Schilfgürtel im Wollmatinger Ried; (b) Verbissschäden an einem etwa 0,8 m hohen *Salix*-Bäumchen (Juli 2005); (c) dichte Weidenbestände an der Mündung der Stockacher Aach (Febr. 2009); (d) ca. 1,2 m hohes Bäumchen, das vom vorrückenden Schilf-Gürtel beschattet wird (Aug. 2009).

Typha latifolia konnte bereits im ersten Jahr eine Fläche von 1,07 ha besiedeln; in 140 von 217 Aufnahmeflächen kam der Rohrkolben mit einer durchschnittlichen Deckung von 4 % vor (Tabelle 2). Damit besitzt er ein deutlich größeres Ausbreitungs- und Etablierungspotential als alle anderen Helophyten. Dichte Bestände wuchsen

v. a. auf kalkschlammigem Substrat in Schilf-Absterbelagungen. Im Juli 2005 wurden erstmalig kleinflächige Bestände von *T. angustifolia* beobachtet, die nur ein Jahr später auf 0,24 ha angewachsen waren (Tafel 2). Beobachtungen vom Sommer 2008 ergaben eine deutliche Dominanz von *T. angustifolia* gegenüber *T. latifolia*.

Das Rohrglanzgras kann sich im seewärtigen Bereich des Untersee-Ufers an mechanisch gestörten Stellen (z. B. nach Schilfmahd) üblicherweise für einige Jahre halten, bevor es vom Schilf verdrängt wird. In den Jahren nach 2003 trat das Rohrglanzgras in großen Beständen an der seeseitigen Röhrichtfront auf, wobei sowohl die Schilf-Ausfallflächen als auch ehemals vegetationsfreie Uferstreifen besiedelt wurden. Neben den beiden Rohrkolben-Arten gehört es zu den besonders erfolgreichen Arten, indem es seinen Anteil an der Vegetationsdecke von rd. 4 % auf knapp 18 % steigern konnte (Tabelle 2).

4.2.4 Weiden

Im Juni und Juli 2003 siedelten sich seeseits des Röhrichtgürtels zahllose Weiden-Keimlinge an, die noch in der ersten Vegetationsperiode bis zu einer Höhe von etwa 0,2 bis 0,8 m heranwachsen konnten (Abbildung 4 a). In den meisten Fällen handelte es sich um die Silberweide (*Salix alba*), an wenigen Stellen auch um die Mandelweide (*S. triandra*), während neue Purpur-Weiden-Bestände (*S. purpurea*) nur außerhalb des Wollmatinger Rieds angetroffen wurden. In den Folgejahren starben die seeseits gelegenen Bestände vielfach wieder ab, während andere sich behaupten und durch Wachstum der Individuen verdichten konnten. Die Gesamtfläche blieb mit rd. 0,13 ha konstant. In den meisten Beständen litten die Pflanzen unter einem starken Verbiss durch Rehwild, in 2009 punktuell auch durch den Biber, so dass nur wenige Bäumchen aus dem jährlichen Überschwemmungsbereich herauswachsen konnten (Abbildung 4 b). Hilfreich war offenbar eine dichte Umgebungsvegetation aus Rohrkolben und anderen Pflanzen, die vom Rehwild gemieden wurde, so dass derzeit mindestens vier Bestände eine Wipfelhöhe von 3 bis 5 m erreicht haben und damit keiner Überschwemmungsgefahr mehr ausgesetzt sind. Einer dieser Bestände hat sich auf der Uferrehne¹ des Stockacher Aach-Deltas (Überlinger See) angesiedelt, die anderen liegen am Wollmatinger Ried-Ufer (Abbildung 4 c). An anderen Standorten wurden kleine Exemplare vom Schilf überwachsen (Abbildung 4 d), so dass mit ihrem Absterben zu rechnen ist. Die größeren Bäume sind nur schwach verwurzelt, so dass sie vielfach durch Wind und Wellengang, aber auch durch

Wildschweine, die hier auf Nahrungssuche gehen, umgedrückt werden. Derartig gehäuftes Auftreten und erfolgreiches Heranwachsen von *Salix*-Jungwuchs wurde bisher am Untersee weder von BAUMANN (1911) noch von LANG (1967) beschrieben.

4.2.5 Seltene und neu aufgetretene Arten

Zu den neu angesiedelten Arten gehörten auch solche, die unter Artenschutzgesichtspunkten interessant sind (Tabelle 3). 22 der insgesamt 24 Sippen kamen auch in der Vergangenheit zumindest sporadisch am Untersee-Ufer vor. Lediglich das Reisfeld-Schaumkraut (*Cardamine flexuosa* auct. non With.) und Shuttleworth's Rohrkolben (*T. shuttleworthii*) waren neu am Unterseeufer. Vom Steifen Barbarakraut (*Barbarea stricta*) lag am Untersee nur eine alte Angabe aus JACK (1900) vor. Seit 2003 kommt die Pflanze an mehreren Stellen des Untersee-Ufers vor (Neufund für die Schweiz, DIENST & STRANG, mündl.), aus dem Wollmatinger Ried ist die Art seit 2004 jedoch wieder verschwunden. Das zunächst unbekannte Schaumkraut wurde erstmals im Frühjahr 2004 am Reichenauer Damm entdeckt. Bei der genetischen Untersuchung des Materials durch LIHOVA et al. (2006) stellte sich heraus, dass die Pflanzen mit der japanischen Sippe von *Cardamine flexuosa* identisch ist (BLEEKER et al. 2008). Innerhalb von Europa war sie bislang nur von Reisfeldern in Oberitalien bekannt (Vercelli, Piemont, TH. GÖTZ, mündl.). Auffallend an der Verbreitung am Bodensee ist die Tatsache, dass dieser Neophyt offensichtlich erst seit dem Niedrigwasserjahr 2003 im Bereich der Mittelwasserlinie – und nur dort – vorkam. Zwischenzeitlich waren vom Bodenseeufer bis zu hundert Standorte bekannt, von denen heute die meisten erloschen sind. Auch im Wollmatinger Ried wurde die Pflanze im Frühjahr 2009 nicht mehr gefunden. *Typha shuttleworthii* wurde im Juli 2007 zum ersten Mal am Bodenseeufer entdeckt. An drei Stellen am Röhrichtrand nördlich des Reichenauer Damms gab es im Sommer wenige Quadratmeter große Bestände. Die nächsten Vorkommen liegen bei Friedrichshafen-Kluffern (W. LÖDERBUSCH, mündl.), im bayerischen Allgäu (DÖRR & LIPPERT 2001) und am Zürichsee (OSTENDORP 2009, S. 48). Inzwischen scheinen die Vorkommen im Wollmatinger Ried wieder erloschen.

Andere Sippen waren auch in früheren Jahren am Ufer des Wollmatinger Rieds anzutreffen und konnten ihre Bestandsgröße durch das Niedrig-

¹ uferbegleitender Wall eines Wasserlaufs, der durch Ablagerung der gröberen Schwebstofffracht bei Ausufern entsteht (vgl. DIN 4047-5 (1.5) und DIN 4049-3 (2.1.12)).

Tabelle 3. Ausgewählte Arten der Spontanvegetation mit Angabe der Anzahl der Erhebungsflächen, in denen die Art auftrat sowie der Größe der bedeckten Fläche. Aufgeführt sind u. a. alle Arten, die in einer der Roten Listen der angrenzenden Gebiete enthalten sind. Literaturangaben: a - BAUMANN (1911), b - LANG (1967); c - BLEEKER et al. (2008); Rote Liste-Stufen: 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet/verletzlich, 4 = potenziell gefährdet, V = Sippe der Vorwarnstufe, nach 1) NIKLFELD & SCHRATT-EHRENDORFER 1999, 2) KORNECK et al. 1996, 3) SCHEURER & AHLMER 2003, 4) BREUNIG & DEMUTH 1999, 5) BUWAL 2002.

	ältere Angaben vor 2003	2003 bis 2006			Rote Listen						
		Anzahl Bestände am Untersee- Ufer (bzw. Wollm. Ried-Ufer) vor 2003	Anzahl Bestände (Fläche in 2003)	Anzahl Bestände (Fläche in 2004)	Anzahl Bestände (Fläche in 2006)	Österreich ¹⁾	Deutschland ²⁾	Bayern ³⁾	Baden-Württemberg ⁴⁾	Bad.-Württ.-Alpenvorland ⁴⁾	Schweiz ⁵⁾
<i>Alisma gramineum</i>	18 (0) ^a ; 4 (0) ^b	79 (1070)	8 (80)	42 (140)	1	.	2	V	V	2	2
<i>Barbarea stricta</i>	1(0) ^a ; 0 (0) ^b	4	0	3	3	.	3	.	.	*)	*)
<i>Cardamine flexuosa</i> auct. non. With.	(neu am Bodensee ^c)	24	16	61	Neophyt						
<i>Carex riparia</i>	11(1) ^a ; 0 (0) ^b	0 (0)	2 (14)	1 (1)	3	3	3
<i>Carex vesicaria</i>	verbreitet ^a ; 5 (1) ^b	6 (7)	0 (0)	1 (1)	3	4	4
<i>Carex viridula</i> (= <i>C. oederi</i>)	häufig ^a ; 9 (0) ^b	1	0	4	.	.	3	3	.	3	3
<i>Catabrosa aquatica</i>	31 (2) ^a ; 13 (0) ^b	168 (4590)	138 (1790)	161 (1320)	1	2	3	2	3	3	2
<i>Eleocharis acicularis</i>	46 (3) ^a ; 13 (0) ^b	68 (1870)	83 (1440)	49 (2940)	2	3	.	V	V	3	2
<i>Hippuris vulgaris</i>	31 (5) ^a ; 3 (2) ^b	3 (160)	11 (360)	50 (930)	3	3	3	3	V	4	3
<i>Juncus alpinoarticulatus</i>	27 (3) ^a ; ca. 19 (1) ^b	96 (11400)	115 (28600)	144 (12300)	.	3	.	V	V	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	17 (3) ^a ; ca. 10 (0) ^b
<i>Juncus subnodulosus</i>	verbreitet ^a ; 0 (0) ^b	0 (0)	0 (0)	4 (21)	2	3	.	V	V	.	.
<i>Littorella uniflora</i>	40 (6) ^a ; 14 (0) ^b	0 (0)	2 (27)	6 (55)	1	2	2	2	2	2	2
<i>Ranunculus lingua</i>	3 (0) ^a ; 0 (0) ^b	0 (0)	0 (0)	1 (7)	2	3	3	2	2	3	3
<i>Ranunculus reptans</i>	42 (6) ^a ; 21 (0) ^b	0 (0)	0 (0)	4 (1)	1	1	2	2	2	2	2
<i>Ranunculus sceleratus</i>	17 (0) ^a ; 20 (4) ^b	188 (5890)	91 (840)	190 (1300)	3	3	3
<i>Ranunculus trichophyllus</i>	27 (1) ^a ; 1 (0) ^b	62 (530)	13 (20)	47 (480)	4
<i>Rorippa amphibia</i>	33 (1) ^a ; 40 (8) ^b	142 (2350)	162 (2140)	157 (620)	3	3
<i>Rorippa palustris</i>	10 (0) ^a ; 1 (0) ^b	35 (430)	1 (1)	23 (110)	4

Tabelle 3 (Fortsetzung).

	ältere Angaben vor 2003	2003 bis 2006			Rote Listen						
		Anzahl Bestände am Untersee Ufer (bzw. Wollm. Ried-Ufer) vor 2003	Anzahl Bestände (Fläche in 2003)	Anzahl Bestände (Fläche in 2004)	Anzahl Bestände (Fläche in 2006)	Österreich ¹⁾	Deutschland ²⁾	Bayern ³⁾	Baden-Württemberg ⁴⁾	Bad.-Württ.-Alpenvorland ⁴⁾	Schweiz ⁵⁾
<i>Schoenopl. tabernaemontani</i>	20 (4) ^a ; 3 (1) ^b	0	0	0 ^{***}	3	.	2	V	V	3	3
<i>Senecio paludosus</i>	häufig ^a ; 21 (7) ^b	0 (0)	0 (0)	22 (60)	2	3	3	V	V	4	4
<i>Typha angustifolia</i>	8 (1) ^a ; 3 (0) ^b	0 (0)	0 (0)	51 (2370)	.	.	.	V	V	4	4
<i>Typha shuttleworthii</i>	0 (0) ^a ; 0 (0) ^b	0	0	0 ^{****}	2	2	2	1	**)	3	3
<i>Veronica catenata</i>	4 (1) ^a ; 0 (0) ^b	0 ? (0 ?)	16 (130)	45 (810)	.	.	3	.	3	2	2

*) kam vor 2003 in der Schweiz nicht vor; **) als nicht vorkommend angegeben. ; ***) einzelne Funde im Sommer 2008; ****) einzelne Bestände im Sommer 2007, danach die meisten wieder erloschen.

wasser erheblich ausdehnen. Hierzu gehören u. a. *Catabrosa aquatica*, *Eleocharis palustris*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Hippuris vulgaris*, *Senecio paludosus* und *Littorella uniflora*. Einige annuelle r-Strategen wie *Catabrosa aquatica* und *Ranunculus sceleratus*, außerdem *Capsella bursa-pastoris*, *Rorippa palustris* u. a., aber auch Hemikryptophyten wie z.B. *Lythrum salicaria* und *Rorippa amphibia* erreichten in 2003 eine hohe Bestandsdichte, die in den folgenden Jahren schrittweise zurück ging (Tabelle 3). Manche Arten sind bereits wieder aus dem Kartierungsgebiet verschwunden, und die anderen werden sich mittelfristig wahrscheinlich nicht in nennenswerten Beständen halten können. Einige zumeist ausdauernde Sippen waren bereits im ersten Jahr mit ansehnlichen Bestandsflächen präsent, die sie im Laufe der Jahre ausdehnen konnten. Hierzu gehören *Eleocharis acicularis*, *Hippuris vulgaris* und die beiden Binsen-Arten *J. alpinoarticulatus* und *J. articulatus*. Wir gehen davon aus, dass die stabilen Bestände auch in den nächsten Jahren erhalten bleiben.

Weitere sonst seltene Arten gehören zu den „Spätansiedlern“, die anfangs fehlten, und erst in 2006 und oder in den Jahren danach kleinflächige, aber stabile Bestände bildeten. Dies ist bei *Senecio paludosus* und besonders deutlich

bei *Littorella uniflora* der Fall, eventuell auch bei *Juncus subnodulosus*, *Ranunculus reptans* und *R. lingua*. Der Strandling hat derzeit im Wollmatinger Ried 12 getrennte Bestände mit einer Gesamt-Fläche von ca. 25 m² neu gebildet, deren kreisförmige Gestalt nahelegt, dass einzelne Diasporen den Bestand gegründet haben.

Mit Ausnahme des Reisfeld-Schaumkrauts handelt es sich bei allen gefundenen Arten um Indigene oder Archäophyten. Probleme mit der Ausbreitung speziell angepasster Neophyten sind also nicht zu befürchten.

5 Diskussion

In den 1980er und 1990er Jahren wurde der vegetationsbedeckte Teil des Uferstreifens zwischen Niedrigwasserlinie und Mittelwasserlinie im Wollmatinger Ried nahezu ausschließlich durch dichte, artenarme und homogene Schilfröhrichte eingenommen. Ausnahmen bildeten Pflegeflächen des Naturschutzes sowie Strandrasen-Bestände, die am Untersee ihren Schwerpunkt im Bereich 395,0 bis 395,5 m ü. NN haben. Dadurch entstand der Eindruck einer sich über lange Zeiträume kaum verändernden Vegetation im Gleichgewicht mit den edaphischen, hydrolo-

gischen und trophischen Bedingungen am Seeufer. Die naturschutzfachliche Bedeutung großer, geschlossener Schilfröhrichte steht außer Frage (Übersicht OSTENDORP 1993). Andererseits führt die Dominanz von Schilf in der Grenzzone, wie ein Vergleich mit den Erhebungen von BAUMANN (1911) zeigte, zu einer Reduktion der Vielfalt an Gefäßpflanzenarten, zu einer strukturellen Einförmigkeit sowie zu einer mangelnden Verjüngung von Weiden-Gehölzen.

Erst katastrophenartige, seeumspannende Störungsereignisse, zuletzt das Pfingsthochwasser von 1999 und der Niedrigwasserstand im Hitzesommer 2003 haben zu einer dynamischen Entwicklung insbesondere in der Grenzzone geführt. Zunächst wurde durch das Pfingsthochwasser von 1999, einer „Störung“ im herkömmlichen Sinn (Übersicht JENTSCH 2004), die Dominanz des Schilfs gebrochen, Schilf-Biomasse vernichtet und eine Sekundärsukzession in Gang gesetzt. Anschließend führte der Niedrigwasserstand im Hitzesommer 2003 – eine Störung ohne Schädigung der bestehenden Vegetation – zu einer Ausweitung der konkurrenzfreien besiedelbaren Oberfläche und damit zu einer Primärsukzession seewärts des Röhrichtgürtels. Zum heute sichtbaren Resultat haben nicht nur die beiden Störungsereignisse als solche, sondern auch ihre Reihenfolge beigetragen. Eine umgekehrte Reihenfolge, erst das Niedrigwasser, dann das Hochwasser, hätte wahrscheinlich eine andere Ausprägung der Vegetation zur Folge gehabt.

Die Entwicklung und der heutige Zustand sind gekennzeichnet durch:

- generative Fortpflanzung des Schilfs: Die Schilfpflanze kann sich an naturnahen Standorten des Bodenseeufer – wie an anderen Seen auch – nur vegetativ vermehren. Manche Autoren sehen in der Ausbreitung einiger weniger Klone eine genetische Verarmung, die den Schilfgürtel insgesamt anfällig gegenüber Stressoren macht und zum „Schilfsterben“ führen kann (NEUHAUS et al. 1993; KOPPITZ & KÜHL 2000). Vor diesem Hintergrund könnte die erfolgreiche Neuansiedlung von Schilf-Jungpflanzen dem Ziel einer hohen genetischen Vielfalt als Bestandteil der biologischen Vielfalt entgegen kommen.
- Verjüngung und Neuansiedlung von Weiden-Beständen in und seewärts vor den Röhrichtbeständen: Derartige Weiden-Sukzessionen sind neu für den Westteil des Bodensees. Ihnen kommt durch Einstufung der Weichholzauwälder als prioritärer Lebensraumtyp nach

FFH-Richtlinie (Natura 2000 Code *91E0) eine besondere Bedeutung zu.

- Wiederansiedlung oder Arealausdehnung von zwischenzeitlich am Wollmatinger Ried-Ufer verschollenen bzw. sehr selten gewordenen Gefäßpflanzen-Arten, darunter zahlreiche Rote-Liste-Arten. Nur wenige der naturschutzfachlich besonders interessanten Arten konnten sich bereits in der Vegetationsperiode 2003 ansiedeln, die meisten brauchten dazu mehrere Jahre.
- strukturelle Diversifizierung der aquatischen Röhrichte: Nach dem Röhrichtrückgang von 1999/2000 kam es zu einer fleckenartigen Auflösung der seeseitigen Schilfbestände (BÖCKER et al. 2003) mit einer beträchtlichen Verlängerung von Randstrukturen. Viele Tiergruppen reagieren positiv auf die Zunahme der strukturellen Vielfalt (TEWS et al. 2004). Beispielsweise stammt der bislang einzige, aktuell bestätigte Nachweis des Schmalbindigen Breitflügel-Tauchkäfers (*Graphoderus bilineatus*; Anhang II-Art der FFH-RL) am Bodensee aus einer geschützten Röhricht-Lagune im nördlichen Ried (K. WURST 2008, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der LUBW). Viele der kleinen Schilfinseln, Lagunen und Buchten sind auch heute noch erhalten, denn die Ausbreitungsgeschwindigkeit der randlichen Schilfbestände in die Lücken hinein ist aus nicht näher bekannten Gründen recht gering.
- Ausbleiben aggressiv-invasorischer Neophyten: Im Unterschied zu Störungsereignissen in Wäldern, an Fließgewässern und in Primärsukzessionsstadien kam es im vorliegenden Fall zu keiner nennenswerten Einwanderung von Neophyten, wenn von dem kurzzeitigen Auftreten des Reisfeld-Schaumkrauts abgesehen wird.

Hydrologische Extremereignisse gehören zum natürlichen Störungsregime der Bodensee-Ufervegetation, ebenso wie sie für viele andere Alpenrandseen charakteristisch waren, bevor diese reguliert wurden. Die Abbildung 2 zeigt, dass seit Beginn der Pegelaufzeichnungen am Untersee (Pegel Berlingen, 1886) in der Vegetationsperiode recht häufig extreme Hochwasser- oder Niedrigwasserphasen unterschiedlicher Dauer aufgetreten sind. Unter den ausgedehnten Niedrigwasserständen in der Vegetationsperiode fallen die Jahre 1921, 1949 und zuletzt 2003 auf, wobei die erstgenannten Phasen sogar noch länger andauerten als die von 2003. Möglicherweise

hatten sie ähnliche Vegetationsveränderungen in der Grenzzone zur Folge, wie dies nach 2003 zu beobachten war. Aufzeichnungen hierüber liegen allerdings nicht vor. Bei den Hochwassern ragen die Jahre 1924/1926, 1965, 1987 und 1999 heraus. In den Jahren 1965 und 1999 kam es nachweislich zu einem beträchtlichen Schilfrückgang (DIENST et al. 2004), in 1987 waren die Bestands-einbußen bestenfalls gering, da das Hochwasser erst Mitte Juli bis Anfang August auflief. Über die Röhrchentwicklung nach 1924/1926 ist nichts bekannt.

Im Zuge des regionalen Klimawandels wird allgemein mit steigenden Temperaturen und geringeren Niederschlagssummen und Abflüssen im Sommerhalbjahr gerechnet (Übersicht OSTENDORP et al. 2007); möglicherweise sind auch die Seespiegeltrends am Bodensee ein Ausdruck dieser Entwicklung. Überdies muss mit einer höheren Variabilität des Klimas, also auch mit einer Häufung extremer Seewasserstände gerechnet werden. Momentan lässt sich dies nicht nachweisen (Abbildung 2): Weder die Frequenz noch die zeitliche Ausdehnung von Extremwasserständen haben sich in den letzten Jahrzehnten verändert. Die durchschnittlichen Wasserstände im Sommerquartal nehmen dagegen seit etwa 1940 mit einer Rate von rd. 0,5 m/100 Jahre ab. An den stetigen Trend kann sich die Vegetation anpassen, während die hydrologischen Störungen aus der Perspektive verhältnismäßig kurzlebiger Pflanzen unvorhersehbar sind.

Die Auswertung älterer vegetationskundlicher Quellen sowie die eigenen Monitoring-Ergebnisse haben gezeigt, dass das für den gesamten Bodensee charakteristische Störungsregime einen wesentlichen Faktor für den Erhalt der biologischen Vielfalt (genetische Vielfalt, Artenvielfalt, Habitatvielfalt) darstellt. In der Grenzzone, ca. 0,5 m unterhalb bis 0,2 m oberhalb der Mittelwasserlinie, spielen dabei zwei Aspekte eine Rolle, (i) die Dominanzschwächung des Schilfs durch episodische Hochwasser und (ii) die nachhaltige Besiedlung vorübergehend landfest gewordener Uferstreifen während der Niedrigwasserphasen. Die sich dabei einstellende Ufervegetation ähnelt dabei derjenigen, die zu Anfang des 20. Jahrhunderts angetroffen wurde. Da die Vegetationsdynamik in der Grenzzone weitgehend durch den Seespiegeltrend (Absinken der Sommerwasserstände) und durch die Häufigkeit, das Ausmaß und die Dauer hydrologischer Störungen bestimmt wird, kommt dem regionalen Klimawandel in dieser Beziehung große Bedeutung zu.

Das Beispiel des Bodensees, des einzigen größeren Alpenrandsees, der noch nicht reguliert wurde, hat inzwischen dazu geführt, dass an einigen stauregulierten Seen (z.B. Zürichsee, OESCH et al. 2007) die Wiederzulassung von (begrenzten) Jahreswasserstandsschwankungen diskutiert wird.

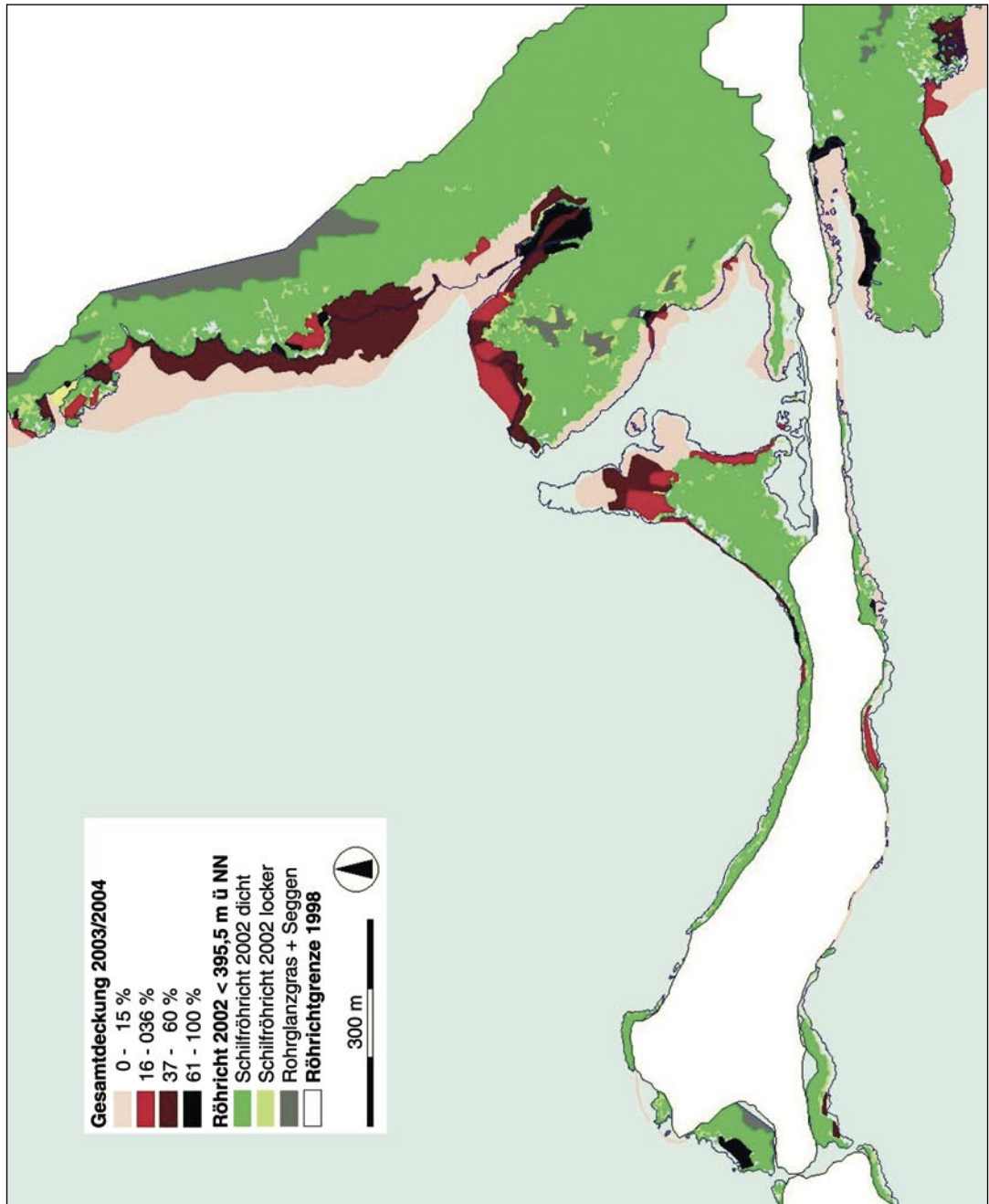
Danksagung

Wir bedanken uns bei Herrn OKons E. STEGMAIER, Regierungspräsidium Freiburg, Referat 56 Naturschutz und Landschaftspflege für die Finanzierung der Vegetationserhebungen sowie bei Herrn Dipl.-Biol. E. KLEIN vom NABU-Naturschutzzentrum Wollmatinger Ried für die freundliche Unterstützung.

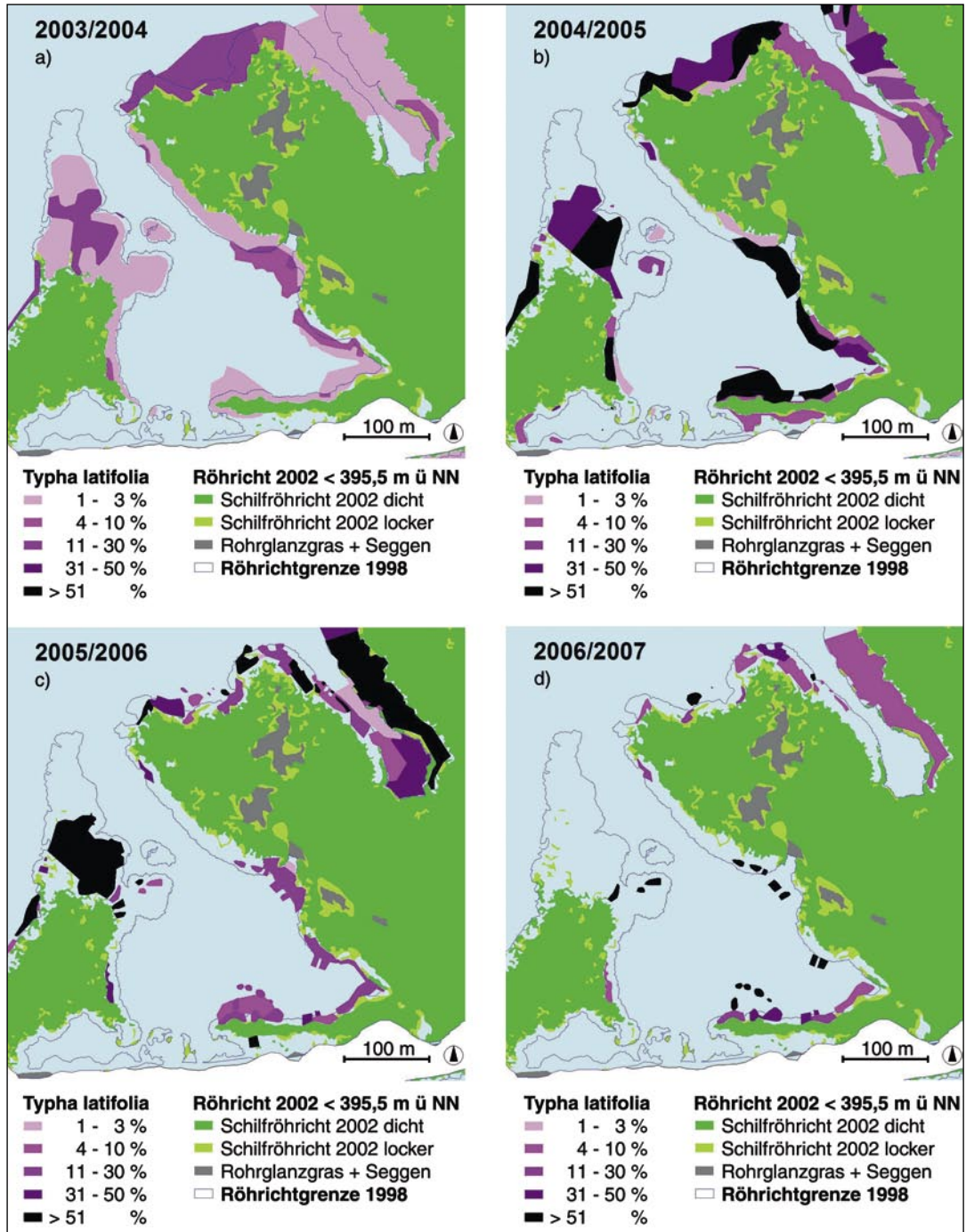
Literatur

- BAUMANN, E. (1911): Die Vegetation des Untersees (Bodensee). Eine floristisch-kritische und biologische Studie. – Archiv für Hydrobiologie, Suppl., Bd. 1: 554 S. + 13 Taf. i. A. Schweitzerbart, Stuttgart.
- BAUMGARTNER, A. & LIEBSCHER, H. J. (1996): Quantitative Hydrologie. Lehrbuch der Hydrologie, Band 1: Allgemeine Hydrologie, – 2. Aufl., 694 S.; Borntraeger, Berlin.
- BLEEKER, W., KLAUSMEYER, S., PEINTINGER, M. & DIENST, M. (2008): DNA sequences identify invasive alien *Cardamine* at Lake Constance. – Biological Conservation, **141**: 692-698.
- BÖCKER, R., SCHMIEDER, K. & DIENST, M. (2003): Auswirkungen des Extremhochwassers von 1999 auf die Uferöhrliche des Bodensees (Endbericht) – mit Beiträgen von W. OSTENDORP, H. KOPPITZ & K. JÖHNK. – Bericht für das BW-Plus-Programm, 139 S., Stuttgart-Hohenheim.
- BRUNIG, T. & DEMUTH, S. (1999): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Baden-Württemberg. – Naturschutz-Praxis, Artenschutz, **2**: 161 S., Stuttgart.
- BUTTLER, K.-P. & HARMS, K. (1998): Florenliste von Baden-Württemberg. Liste der Farn- und Samenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta). – Naturschutz-Praxis, Artenschutz, **1**: 486 S., Stuttgart.
- BUWAL (2002): Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz – Farn- und Blütenpflanzen. – 118 S., Bern.
- DIENST, M. & STRANG, I. (2008): Die Dynamik der Strandrasen am Thurgauer Bodenseeufufer seit 1990 – dargestellt anhand von Mikrokartierungen. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee, **126**: 215-230.
- DIENST, M., SCHMIEDER, K. & OSTENDORP, W. (2004): Dynamik der Schilfröhrliche am Bodensee unter dem Einfluß von Wasserstandsvariationen. – Limnologica, **34**: 29-36.
- DÖRR, E. & LIPPERT, W. (2001): Flora des Allgäus und seiner Umgebung. – Bd. 1, 680 S., IHW-Verlag, Eching.
- HÜRLIMANN, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfs an den Ufern der Schweizer Seen. – Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz, **30**: 231 S., Bern.

- JACK, J.B. (1900): Flora des badischen Kreises Konstanz. – 132 S., J.J. Reiff, Karlsruhe.
- JENTSCH, A. (2004): Disturbance driven vegetation dynamics. Concepts from biogeography to community ecology, and experimental evidence from dry acidic grasslands in central Europe. – Diss. Bot., **384**: 218 S., J. Cramer, Berlin, Stuttgart.
- JÖHNK, K., STRAILE, D. & OSTENDORP, W. (2004): Water level variability and trends in Lake Constance in the light of the 1999 centennial flood. – *Limnologia*, **34**: 15-21.
- KOPPITZ, H. & KÜHL, H. (2000): To the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* in the development of reed stands. – *Wetlands Ecology & Management*, **8**: 403-414.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLMER, I. (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, **28**: 21-187; Bonn-Bad Godesberg.
- LANG, G. (1967): Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. – *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, **32**: 437-574; Stuttgart.
- LANG, G. (1973): Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees. – *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee*, **12**: 67 S.
- LANG, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees – 1978 im Vergleich mit 1967. – *Ber. Internat. Gewässerschutzkomm. Bodensee*, **26**: 64 S.
- LIHOVA, J., MARHOLD, K., KUDOH, H. & KOCH, M. A. (2006): Worldwide phylogeny and biogeography of *Cardamine flexuosa* (Brassicaceae) and its relatives. – *American Journal of Botany*, **93**: 1206-1221.
- NEUHAUS, D., KÜHL, H., KOHL, J.-G., DOERFEL, P. & BOERNER, T. (1993): Investigation on the genetic diversity of *Phragmites* stands using genomic fingerprinting. – *Aquatic Botany*, **45**: 357-364.
- NIKL FELD, H. & SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs, 2. Fassung. – In: NIKL FELD, H. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs, 2. Auflage. – Grüne Reihe Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Wien), **10**: 33-130, Graz.
- OESCH, T., ROTACH, A. & BÜCHEL, U. (2007): Seeregulierung Zürichsee. – Kurzgutachten im Auftrag von Zürichsee Landschaftsschutz (ZSL), 10 S. + Anh.
- OSTENDORP, W. (1990): Die Ursachen des Röhrichrückgangs am Bodensee-Untersee. – *Carolinea*, **48**: 85-102.
- OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. – *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ.*, **68**: 173-280.
- OSTENDORP, W. (2009): Seeuferrenaturierung. – In: HUPFER, M., CALMANO, W., KLAPPER, H. & WILKEN, R.-D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie, Loseblattsamml.* – 26. Erg.Lfg. 7/09, 64., Wiley-VCH Verlag.
- OSTENDORP, W. & JÖHNK, K. (2003): Jahrhunderthochwasser 1999 – Jahrhundertniedrigwasser 2003: Seespiegeltrends und Extremwasserstände am Bodensee. – *Natur u. Mensch*, **6/2003**: 6-11.
- OSTENDORP, W., DIENST, M. & SCHMIEDER, K. (2003): Disturbance and rehabilitation of lakeside *Phragmites* reeds following an extreme flood in Lake Constance (Germany). – *Hydrobiologia*, **506-509**: 687-695.
- OSTENDORP, W., SCHMIEDER, K. & JÖHNK, K. (2004): Assessment of human pressures and their hydromorphological impacts on lakeshores in Europe. – *Ecology & Hydrobiology*, **4**: 379-395.
- OSTENDORP, W., BREM, H., DIENST, M., JÖHNK, K., MAINBERGER, M., PEINTINGER, M., REY, P., ROSSKNECHT, H., SCHLICHTERLE, H., STRAILE, D. & STRANG, I. (2007): Auswirkungen des globalen Klimawandels auf den Bodensee. – *Schr. Ver. Gesch. Bodensee*, **125**: 199-244.
- RODAT, C. (1994): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie der Seebinsse *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla am Bodensee/Untersee. – *Diplomarbeit Univ. Konstanz*, 105 S. u. Anh.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. – *Die Binnengewässer*, **27**: VI + 302 S., Schweizerbart, Stuttgart.
- SCHREURER, M. & AHLMER, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – *Schriftenr. Bayer. Landesamt für Umweltschutz*, **165**: 372 S.
- SCHMIEDER, K., DIENST, M. & OSTENDORP, W. (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferöhrrichte des Bodensees. – *Limnologia*, **32**: 131-146.
- SCHMIEDER, K., DIENST, M. & OSTENDORP, W. (2003): Einfluß des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferöhrrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren. – *Schr. Ver. Gesch. Bodensee*, **121**: 143-165.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBOERGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. – *Journal of Biogeography*, **31**: 79-92.
- URBANSKA, K. M. (1992): Populationsbiologie der Pflanzen. – 372 S., UTB 1631; G. Fischer, Jena, Stuttgart.



GIS-Karte der Vegetationsdichte im Wollmatinger Ried vom Spätwinter 2003/2004 und der Schilfröhricht-Grenzen vor und nach dem Rückgang von 1999; dargestellt ist der Teilbereich beiderseits und nördlich des Reichenauer Damms (360 cm Pegel Konstanz entspricht 395,31 m ü. NN bzw. 0,25 m ü. MMW).



Verbreitung von *Typha latifolia* und *T. angustifolia* im Nordteil des Wollmatinger Rieds; von *T. angustifolia* gab es bis zum Spätwinter 2005 noch keine Bestände. Die Jahresangaben bezeichnen das Winterhalbjahr der Vegetationsaufnahme.