

Einfluss des Wasserstandsganges auf die Entwicklung der Uferröhrichte an ausgewählten Uferabschnitten des westlichen Bodensees in den vergangenen 40 Jahren

VON KLAUS SCHMIEDER, MICHAEL DIENST UND WOLFGANG OSTENDORP

Kurzfassung

In der vorliegenden Untersuchung werden für vier Uferabschnitte Luftbildserien der Jahre 1962, 1967, 1978, 1993, 1999 und 2000 ausgewertet, um die Entwicklung der aquatischen Röhrichtflächen über die letzten 40 Jahre in Abhängigkeit von Witterungs- und Wasserstandsverhältnissen zu dokumentieren.

Der Bodensee weist im Jahreslauf charakteristische Wasserstandsschwankungen auf, an deren durchschnittliche Ausprägungen die Uferröhrichte in ihrem Lebenszyklus angepasst sind. Die Extremhochwässer von 1965 und 1999 in der ersten Hälfte der Vegetationsperiode führten jedoch unmittelbar zu starken Bestandsverlusten. Bereits ausgewachsene aquatische Röhrichtbestände werden durch extreme Sommerhochwässer kaum beeinflusst, wie das Beispiel von 1987 belegt.

Entscheidend für die Tiefenausbreitung der aquatischen Röhrichte ist danach der Eintrittszeitpunkt eines Hochwasserereignisses im Lebenszyklus der Röhrichtpflanzen sowie die Dauer der vollständigen Überflutung der Sprosse und nicht dessen absolute Höhe.

Die Bestandsdynamik der aquatischen Röhrichte am Bodensee kann somit in großen Zeiträumen als zyklischer Prozess von Regression und Regeneration verstanden werden, gesteuert durch die Häufigkeit und die Dauer von Frühjahrs- hochwässern. Sollte sich durch die laufende Klimaerwärmung die Häufigkeit von frühen Extremhochwässern erhöhen, ist mit einer vollständigen Regeneration der Röhrichtverluste von 1999 langfristig nicht zu rechnen.

1. Einleitung

Der Bodensee unterscheidet sich von den meisten übrigen Voralpenseen durch einen im Jahresverlauf annähernd natürlichen Wasserstandsgang (DIENST 1994). Dieser ist entscheidend für die am Bodensee einzigartige Pflanzengemeinschaft der Strandrasen (*Deschampsietum rhenanae*) in der Wasserwechselzone (DIENST & STRANG 1999, 2002, PEINTINGER et al. 1997). Auch die Schilfröhrichte sind an diese Wasserstandsschwankungen angepasst und nehmen wichtige landschaftsökologische Funktionen in der Uferzone wahr: Sie schützen die Ufersedimente vor Erosi-

on, dienen als Nahrungspflanze oder stellen das dominierende Strukturelement im Lebensraum einer Vielzahl spezialisierter Arthropoden- und Vogelarten dar, und schließlich dienen sie dem Gewässerschutz, indem sie nährstoff- und pestizidbelastete Sickerwässer von ufernahen landwirtschaftlichen Nutzflächen aufnehmen und vom Freiwasser des Sees fernhalten (OSTENDORP 1993 a, b).

Der Bodensee war in den letzten Jahrzehnten, wie viele andere mitteleuropäische Seen auch von einem starken Röhrichtrückgang betroffen (OSTENDORP 1989, 1990a, VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999). Zwischen etwa 1954 und 1978 starben nach Schätzungen von OSTENDORP (1990 a) allein am deutschen Ufer des Bodensee-Untersees rund 85 ha seeseitiger Schilfröhrichte ab. Zunächst wurde hierfür die zeitgleich verlaufende Eutrophierung verantwortlich gemacht (KLÖTZLI & GRÜNIG 1976, SCHRÖDER 1979, 1987). Erst später fanden OSTENDORP (1990 a, b, 1991) und KRUMSCHEID-PLANKERT et al. (1989) anhand von Luftbild-, Pegel- und Witterungsauswertungen heraus, dass das Extremhochwasser vom Juni 1965 ein wesentlicher Faktor gewesen sein musste. Ein weiteres Extremhochwasser mit vergleichbarem Maximalwasserstand trat 1987 auf, das jedoch nur geringfügige Auswirkungen auf die aquatischen Röhrichtbestände hatte (KRUMSCHEID-PLANKERT 1993, PIER et al. 1993)

Mehr als 30 Jahre nach dem Extremhochwasser von 1965 trat 1999 ein neuerliches Extremhochwasser am Bodensee auf, das dritthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelaufzeichnungen im Jahr 1816/17. Es war nicht nur ungewöhnlich hoch, auch der frühe Eintritt des Wasserstandsmaximums Ende Mai und die lange Dauer von Mitte Mai bis Anfang Juli unterschied es von allen bisher registrierten Extremhochwässern. Innerhalb eines Monitoringprojektes, finanziert durch den Projektträger des Landes Baden-Württemberg BWPLUS (Förderungskennz. BWC 20011), wurden die Bestandsveränderungen der Uferrohrichte nach dem Extremhochwasser dokumentiert und Faktoren untersucht, die das Ausmaß der Schäden und die Röhrichtregeneration beeinflussen können (SCHMIEDER et al. 2002).

Durch die vorliegende photogrammetrische Auswertung der Luftbilddokumente aus dem Zeitraum von 1961 bis 2000 sollen die Auswirkungen der Extremhochwässer von 1965, 1987 und 1999 auf die Röhrichte ausgewählter Uferabschnitte verglichen und die Regenerationsentwicklung zwischen den Extremereignissen verfolgt werden. Hieraus sollen Informationen über die Regenerationszeiträume nach Extremhochwässern gewonnen werden und Einflüsse von weiteren Faktoren auf das Ausmaß der Schäden und die Dauer der Regeneration abgeschätzt werden.

2. Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über vier Abschnitte am baden-württembergischen Bodenseeufer, im Überlinger See das Mündungsgebiet der Stockacher Aach (Stockacher Aachried), ein Uferabschnitt nördlich von Litzelstetten und im Untersee der Nordteil des Naturschutzgebietes Wollmatinger Ried (Giehrenmoos) sowie das Nordostufer der Insel Reichenau (Abb. 1).

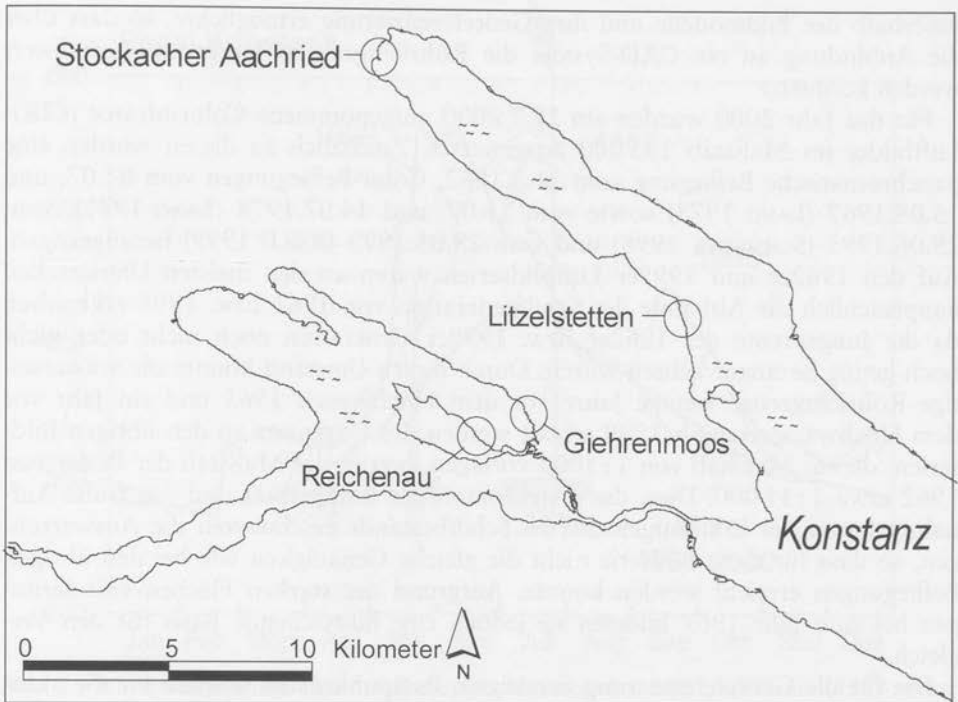


Abb. 1 Übersichtskarte des westlichen Bodenseegebietes. Die untersuchten Röhrichtgebiete sind mit Kreisen markiert.

Der Bodensee ist charakterisiert durch einen im Jahresgang stark wechselnden Wasserstand, da er nicht wie die meisten anderen Voralpenseen staugeregelt ist. Durch Niederschläge und Schneeschmelze im überwiegend alpinen Einzugsgebiet steigt der Bodenseepiegel von Februar bis Juni/Juli um durchschnittlich 2 m an. Die Abbildung 2 zeigt die mittlere Wasserstandsganglinie der letzten 50 Jahre, die für den heutigen Zustand der Uferzone maßgeblich ist. Im Vergleich hierzu sind die Pegelverläufe der Hochwasserjahre von 1965, 1987 und 1999 eingezeichnet. Vor allem das Hochwasser von 1999 zeichnet sich durch sein frühes Auftreten und seine Dauer aus.

Der Bodenseespiegel weist offensichtlich einen langfristigen Trend auf; so lag in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts das mittlere Mittelwasser am Konstanzer Pegel (Obersee) 10 cm niedriger als in der ersten Hälfte (DIENST 1994, LUFT & VIESER 1990 und LUFT et al. 1990).

3. Methoden

Die Luftbildauswertung wurde an einem Planicomp P33 (Zeiss Oberkochen) durchgeführt, das neben der stereoskopischen Betrachtung einen Fehlerausgleich

innerhalb der Bildmodelle und ihre Georeferenzierung ermöglichte, so dass über die Anbindung an ein CAD-System die Röhrichtgrenzen lagegenau digitalisiert werden konnten.

Für das Jahr 2000 wurden am 22.7.2000 aufgenommene Colorinfrarot (CIR)-Luftbilder im Maßstab 1:5000 ausgewertet. Zusätzlich zu diesen wurden eine panchromatische Befliegung vom 21.3.1962, Color-Befliegungen vom 07.07. und 15.08.1967 (LANG 1973) sowie vom 11.07. und 14.07.1978 (LANG 1981), vom 29.06.1993 (SCHMIEDER 1998) und vom 29.05.1999 (IGKB 1999) herangezogen. Auf den 1962er und 1999er Luftbildserien waren an den meisten Uferstrecken hauptsächlich die Althalme der Schilfgeneration von 1961 bzw. 1998 erkennbar, da die Jungspresse der 1962er bzw. 1999er Generation noch nicht oder nicht hoch genug herangewachsen waren. Durch diesen Umstand konnte die wasserseitige Röhrichtgrenze wenige Jahre vor dem Hochwasser 1965 und ein Jahr vor dem Hochwasserereignis 1999 erfasst werden. Im Gegensatz zu den übrigen Bildserien, die im Maßstab von 1:5000 vorlagen, betrug der Maßstab der Bilder von 1962 etwa 1:11000. Dies, die panchromatische Bildqualität und das frühe Aufnahmedatum der z. T. aufgelockerten Schilfbestände erschwerten die Auswertungen, so dass für diese Bildserie nicht die gleiche Genauigkeit wie bei den übrigen Befliegungen erreicht werden konnte. Aufgrund der starken Flächenveränderungen bis zum Jahr 1967 bildeten sie jedoch eine hinreichende Basis für den Vergleich.

Die für die Georeferenzierung benötigten Passpunktdaten wurden für die aktuellen Befliegungen großteils aus der Befliegung von 1993 übernommen, mussten aber teilweise durch Einmessen neuer Passpunkte, die in allen Befliegungen erkennbar waren, ergänzt werden. Der Lagefehler der produzierten digitalen Geometriedaten betrug bei den Luftbildern mit hohem Landanteil maximal 0,25 m. Bei Bildern mit einem hohen Anteil an See- oder Schilffläche konnte der Fehler bis 0,50 cm betragen. Die Orientierung der Luftbildmodelle und ihre Georeferenzierung wurde mit der Software PCAP (Zeiss, Oberkochen) durchgeführt. Die Digitalisierung erfolgte mit dem CAD-Programm MicroStation (Bentley Systems, USA), die weitere Auswertung mit der GIS-Software ArcInfo/ArcView (ESRI, Kranzberg).

Die landseitige Grenze des aquatischen Röhrichts wurde mit 395,30 m ü. NN für den Untersee bzw. 395,70 m ü. NN für den Obersee definiert. Die Höhenlinie wurde aus der digitalen Karte der Bodensee-Tiefenvermessung (IGKB 1993) generiert.

4. Ergebnisse

4.1 Meteorologische und hydrologische Ereignisse des Jahres 1965 und der beiden Folgejahre

Das Jahr 1965 war in hydrologischer wie in meteorologischer Hinsicht ein Extremjahr. Der Juni-Wasserstand war der fünfthöchste seit Beginn der regelmäßigen Pegelregistrierungen am Bodensee im Jahre 1817 (Abb. 2). Auch wurden Pegel-

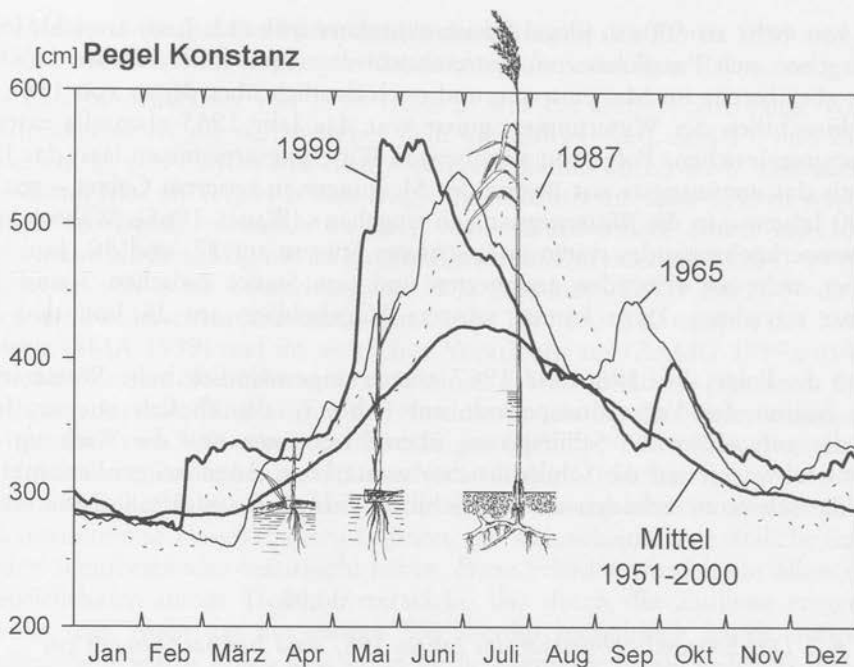


Abb. 2 Wasserstandsganglinien der Extremhochwasserjahre 1965, 1987 und 1999 sowie die mittlere Ganglinie im Zeitraum von 1951–2000 des Pegels Konstanz. Die Phänologie der Schilfhalmes ist anhand der Symbole maßstabstreu dargestellt.

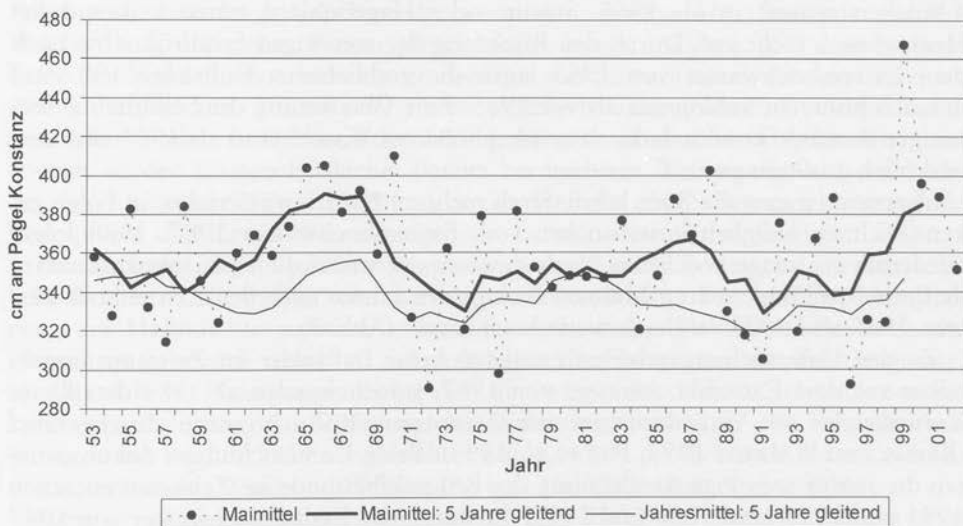


Abb. 3 Mittelwerte des Pegels Konstanz im Monat Mai, deren gleitende Mittelwerte über 5 Jahre und die gleitenden Jahresmittelwerte über 5 Jahre im Zeitraum zwischen 1951 und 2002.

werte von mehr als 500 cm (Pegel Konstanz) relativ früh (12. Juni) erreicht. Insofern ergeben sich Parallelen zum Extremhochwasser von 1999, dessen Höchststände aber bereits im Mai eintraten und noch deutlich über denen von 1965 lagen. Hinsichtlich der Witterungsereignisse war das Jahr 1965 ebenfalls extrem. Die »ununterbrochene Folge von ungünstigen Witterungsereignissen lässt das Jahr 1965 als das ungünstigste seit Beginn der Messungen in unserem Gebiet – seit etwa 100 Jahren – in die Witterungsanalagen eingehen« (WAIBEL 1965). Während des Hochwasserhöchststandes traten zwei schwere Stürme am 17. und 30. Juni auf, die über mehr als 4 Stunden andauerten und eine Stärke zwischen 7 und 10° Beaufort erreichten. Dazu kamen schwere Hagelschläge am 26. Juni und am 11. Juli.

Auch die Folgejahre 1966 und 1967 wiesen ungewöhnlich hohe Wasserstände zu Beginn der Vegetationsperiode auf (Abb. 3), die ähnlich wie im Jahr 2000 die aufwachsenden Schilfsprosse überschwemmten und die Wirkung der Extremhochwässer auf die Schilfröhrichte verstärkten. Augenzeugenberichte belegen die schweren Schäden an den Schilfröhrichten (LANG 1968, MÜLLERZELL 1968).

4.2 Das Extremhochwasser des Jahres 1987 und Beobachtungen zur Entwicklung der seeseitigen Röhrichte

Im Jahre 1987 trat wiederum ein Extremhochwasser auf, dessen Maximalhöhe dem Extremhochwasser von 1965 vergleichbar war, jedoch erst etwa 6 Wochen später erreicht wurde. Der steile Wasserstandsanstieg des Hochwassers trat etwa 4 Wochen später ein als 1965. Stürme oder Hagelschläge traten während des Hochwassers nicht auf. Durch den Rückgang der seeseitigen Schilfröhrichte nach dem Extremhochwasser von 1965 lagen die verbliebenen Röhrichte 1987 auf deutlich höherem Sohlniveau als vor 1965. Eine Überflutung der Schilfhalme seeseitiger Bestände konnte dadurch erst bei höherem Wasserstand als 1965 eintreten und blieb großteils aus.

Insgesamt waren die 80er Jahre durch mehrere Niedrigwasserjahre in Folge gekennzeichnet, lediglich unterbrochen vom Extremhochwasser 1987. 1988 folgte wiederum ein ausgesprochenes Niedrigwasserjahr, wobei die Frühjahrswasserstände Ende April und Anfang Mai wie auch in den Jahren nach den Extremhochwässern 1965 und 1999 vergleichsweise hoch waren (Abb. 3).

Zu den Untersuchungsgebieten existieren keine Luftbilder im Zeitraum unmittelbar vor dem Extremhochwasser von 1987, jedoch wurden ab 1984 detaillierte Kartierungen zu Veränderungen der seeseitigen Röhrichtgrenze durchgeführt (KRUMSCHEID-PLANKERT 1993, PIER et al. 1993). Beide Untersuchungen dokumentieren die stetige seeseitige Ausdehnung der Röhrichtbestände im Zeitraum zwischen 1984 und 1991 bzw. 1986 und 1992, die durch das Extremhochwasser von 1987 nur kurz unterbrochen wurde. Röhrichtverluste nach diesem Extremhochwasser bewegten sich durchschnittlich im Bereich von Zentimetern oder traten überhaupt nicht auf.

4.3 Meteorologische und hydrologische Ereignisse in den Jahren 1999 und 2000 und Beobachtungen zur Entwicklung der seeseitigen Röhrichte

Das Extremhochwasser von 1999 (Abb. 2) war die unmittelbare Folge von drei Tiefdruckgebieten, die sich zwischen dem 11. und 14. Mai, dem 19. und 21. Mai sowie am 2. und 3. Juni vor dem Alpenhauptkamm abregneten. Insgesamt war der Monat Mai im Vergleich zum langjährigen Mittel um etwa 3 °C zu warm und südlich der Donau erheblich zu nass. Baden-Württemberg erhielt mit 109 mm 15 % mehr Niederschlag als im langjährigen Mai-Durchschnitt (1961–1990), für Südbayern war es ein Überschuss von 71 % (188 mm) (DWD 1999). Noch höher fielen die Niederschlagsüberschüsse mit über 100 % (> 300 mm) in der Nordostschweiz (SMA 1999) und im westlichen Vorarlberg aus (ZAMG 1999); in weiten Gebieten wurden die höchsten Mai-Summen des Jahrhunderts gemessen. Im südwestlichen Alpenvorland und in der Nordostschweiz lag die Niederschlagssumme im Juni nur etwa 30 % über dem 30-jährigen Mittel (1961–1990), dagegen fielen im Hinterrhein-Gebiet bis zu 353 mm Niederschlag (+150 %).

Der Frontdurchzug am 2. Juni wurde im Bodenseegebiet von Gewitterböen in Orkanstärke und Hagelschauern begleitet, die wahrscheinlich zusätzliche Schäden an den Schilfbeständen verursacht haben. Diese Schäden wurden vor allem östlich Friedrichshafen durch Treibholz verstärkt, das durch die Zuflüsse eingetragen worden war. Auch das am ganzen See überdurchschnittlich häufig auftretende Schilftreibgut wurde durch den Sturm in die Röhrichte hinein gedrückt und schädigte besonders die schwachen Halme.

Das Extremhochwasser erfasste die Schilfbestände in der ersten Hälfte ihrer Wachstumsperiode (Anfang Mai bis Mitte Juni), während die zweite Hälfte (Mitte Juni bis Anfang August) von einem sinkenden Wasserspiegel begleitet wurde. Die Folge war, dass die Jungspresse der seeseitigen, tiefliegenden Bestände mehrere Wochen lang unter dem Wasserspiegel heranwachsen mussten, und dass bis zum Ende der Vegetationsperiode ein großer Teil von ihnen abstarb (OSTENDORP et al. 2000). Parallel zum Hochwasser traten weitere Belastungen auf: Die abgestorbenen Überstände zurückliegender Halmgenerationen wurden abgebrochen und trieben an der Wasseroberfläche. Bereits bei leichtem Wellengang und erst recht bei dem Sturm am 2. Juni 1999 konnte das Treibgut eine Scheuerwirkung auf die Jungspresse und ihre in Wasserspiegellhöhe befindlichen Blätter ausüben.

Am Ende der Vegetationsperiode wurde besonders am Bodensee-Untersee deutlich, dass rund die Hälfte aller seeseitigen Bestände eine beträchtliche Verringerung der Halmdichte aufwies; weiterhin war in einem Drittel der Bestände die Halmlänge erheblich reduziert. Sehr oft fehlte die Halmklasse der Primärsprosse, so dass sich die Halmpopulationen zum überwiegenden Teil aus schwächeren Sekundärsprossen bzw. aus Sommertrieben zusammensetzten, die erst bei fallendem Wasserstand im Juli 1999 ausgetrieben waren. 43 % der Bestände waren mechanisch stark durch Wind und Wellengang belastet (OSTENDORP et al. 2000).

Herausragendes Schädigungsereignis im Jahr 2000 war der Hagelsturm vom 7. Juli: Unter dem Aufprall der Hagelkörner knickten Halmspitzen ab und die Blätter wurden zerstört. Einige Wochen später konnte ein frühes Vergilben der Blätter beobachtet werden. Die Hagelschneise zog sich auf einer Breite von mehre-

ren hundert Metern in östliche Richtung, von der südlichen Höri, über die Reichenau und durch das Wollmatinger Ried nördlich des Reichenauer Damms in Richtung Linzgau. Die Röhrichte am Überlinger- und Obersee zeigten keine Hagel Schäden. Im Sommer 2000 zeigten vor allem die seeseitigen Schilfröhrichte auf tiefem Sohlniveau größere Absterbeflächen (Abb. 4), die im Winter 2001 charakteristische Stoppelfelder bildeten (Abb. 5).

4.4 Auswertung der Luftbildserien von 1962, 1967, 1978, 1993, 1999 und 2000 Giehrenmoos (Uferabschnittslänge 770 m)

In den Abbildungen 6 und 7 ist die Röhrichtentwicklung innerhalb des Untersuchungszeitraums für das Giehrenmoos im Nordteil des Naturschutzgebietes »Wollmatinger Ried – Untersee – Gnadensee« kartographisch dargestellt.

Zwischen 1961 und 1967 trat ein extremer Flächenverlust von fast 2,5 ha (32,5 % der Fläche von 1961) auf (Tabelle 1, Abb. 8). Eine Erholung der Bestände von diesem Verlust erfolgte im Gegensatz zu anderen Uferabschnitten (Litzelstetten, Stockacher Aachried) bis 1993 nicht. In der Gesamtbilanz zeigte die Röhrichtfläche einen leicht abnehmenden Trend zwischen 1967 und 1993. Erst nach 1993 trat eine deutliche Zunahme bis 1998 auf, welche zur größten Flächenausdehnung der Schilfbestände nach 1967 führte, aber bei weitem nicht die Ausdehnung der Röhrichte von 1961 erreichte. Infolge des Extremhochwassers von 1999 ging die Röhrichtfläche innerhalb kürzester Zeit wieder erheblich zurück (-17 %).

Auffallend ist jedoch, dass unabhängig von den relativ geringfügigen Unterschieden in der Gesamtfläche zwischen 1967 und 1993 innerhalb des Röhrichts eine große Dynamik bestand (Tabelle 1). Neben lokalen, offenbar sehr vitalen Beständen im nördlichen Bereich des Uferabschnittes wie z. B. die beiden Zungen östlich der Schilfin sel, die sich im Laufe dieses Zeitraumes deutlich ausbreiten konnten, lösten sich Bestände im mittleren und südlichen Uferabschnitt teilweise oder gar komplett auf. Eine Stabilisierung der Röhrichtbestände erfolgte offensichtlich im Zeitraum zwischen 1993 und 1998 und führte zu einer seeseitigen Ausbreitung. 1993 war der seeseitige Röhrichttrand in der Regel sehr geschlossen mit nur wenig Randauflösung. Im Durchschnitt verlagerte sich die seeseitige Röhrichtgrenze von 1993 bis 1998 um 2 m seawärts.

Auch 1998 war der seeseitige Röhrichttrand geschlossen. Ganz anders nach dem Extremhochwasser 1999: Ende Juli 2000 waren große Ausfallflächen zu verzeichnen oder die seeseitige Röhrichtgrenze zeigte zumindest Randauflösungen. Innerhalb der Schilfbestände waren Loch- und Lagunenbildungen erkennbar. Völlig ungeschädigte Randbestände waren die Ausnahme. Im Nordteil des Wollmatinger Rieds gab es die größten Absterbeflächen des ganzen Bodensees. Mit 9 000 m² sind im analysierten Uferabschnitt Giehrenmoos 17 % des aquatischen Röhrichtbestands von 1998 innerhalb eines Jahres abgestorben, was einem durchschnittlichen Rückzug der Schilffront um 12 m entspricht. Die verbliebenen Bestände waren z. T. stark in Einzelflächen aufgelöst. Auffallend ist die starke Verlagerung der ursprünglich 0,5 ha großen Schilfin sel. Sie hat sich nicht nur stark verkleinert (-95 %), sie verlagerte sich auch deutlich ostwärts.



Abb. 4 Seeseitige Absterbeflächen der Schilfröhrichte im Giehrenmoos im Sommer 2000.



Abb. 5 Stoppelfelder nördlich des Reichenauer Damms im Winter 2001.

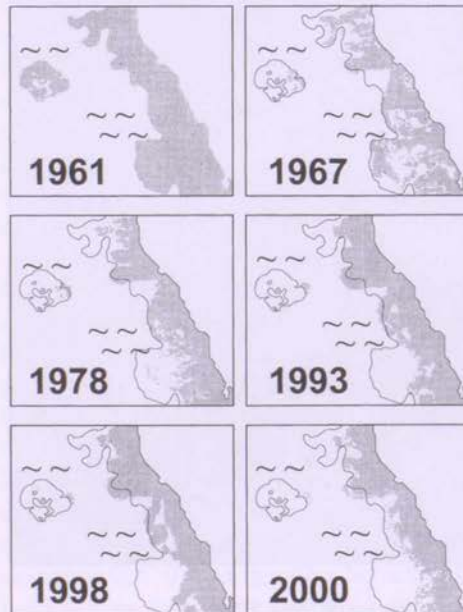
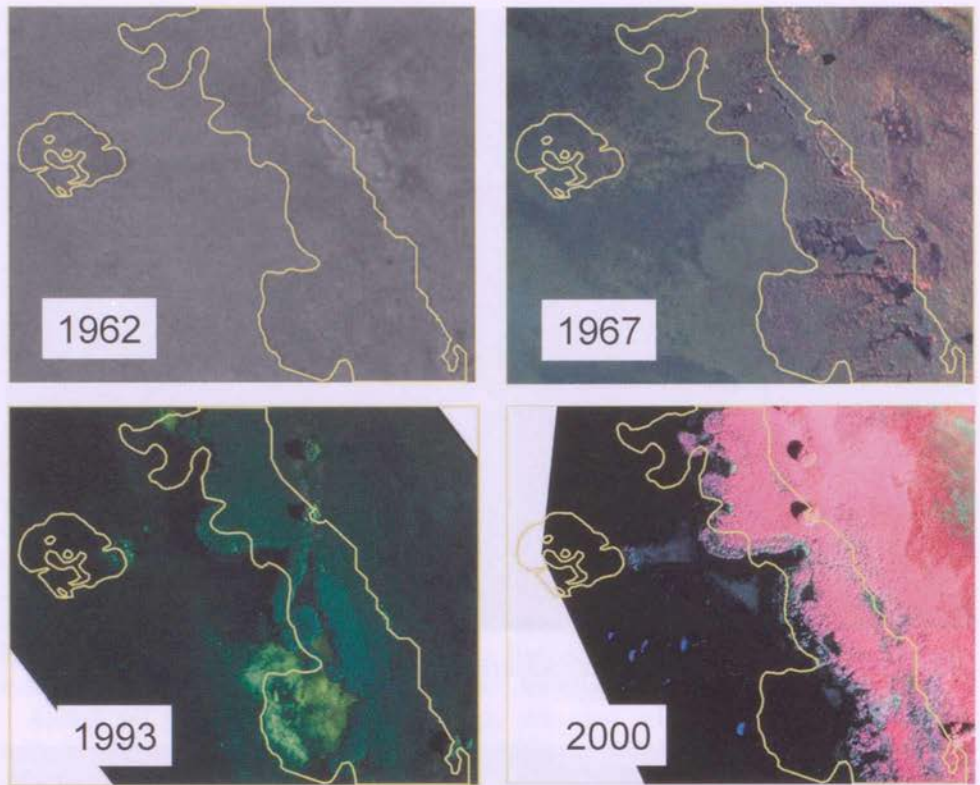


Abb. 6 Luftbilder des Untersuchungsgebietes Giehrenmoos aus den Jahren 1962, 1967, 1993 und 2000. Die Grenzen der Schilfbestände von 1961 sind als Silhouette eingezeichnet.

Abb. 7 Änderungen der Röhrichtflächen im Giehrenmoos während des Untersuchungszeitraumes. Die Röhrichtausdehnung von 1961 ist in den Grafiken für die übrigen Jahre als Linie zum Vergleich eingezeichnet.

Tabelle 1 Bestandesgrößen, Änderungen der Bestandesflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Giehrenmoos in den Untersuchungsjahren.

| Giehrenmoos | | | | | | |
|--|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Entwicklung des aquatischen Röhrichts | | | | | | |
| Höhenbegrenzung bei 395,3 müNN | | | | | | |
| Uferlänge 750 m | | | | | | |
| | 1961 | 1967 | 1978 | 1993 | 1998 | 2000 |
| Bestandesgröße [m²] | 75.088 | 50.656 | 49.298 | 48.661 | 51.887 | 42.949 |
| | | 61 > 67 | 67 > 78 | 78 > 93 | 93 > 98 | 98 > 00 |
| Bestandesänderung [m²] | | | | | | |
| gesamt | | -24.432 | -1.358 | -637 | 3.225 | -8.938 |
| | | -32,5% | -2,7% | -1,3% | 6,6% | -17,2% |
| Progression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 528 | 6856 | 8397 | 4399 | 0 |
| | | 0,7% | 13,5% | 17,0% | 9,0% | 0,0% |
| pro Jahr | | 88 | 623 | 560 | 880 | 0 |
| | | 0,1% | 1,2% | 1,1% | 1,8% | 0,0% |
| Regression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 24.960 | 8.214 | 9.034 | 1.173 | 8.938 |
| | | 33,2% | 16,2% | 18,3% | 2,4% | 17,2% |
| pro Jahr | | 4160 | 747 | 602 | 235 | 4469 |
| | | 5,5% | 1,5% | 1,2% | 0,5% | 8,6% |
| Frontänderung [m] | | | | | | |
| gesamt | | -32,6 | -1,8 | -0,8 | 4,3 | -11,9 |
| pro Jahr | | -5,4 | -0,2 | -0,1 | 0,9 | -6,0 |

Bestandesgrößen

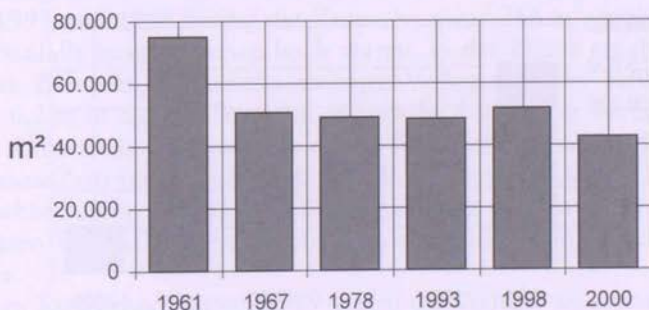


Abb. 8 Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Giehrenmoos während des Untersuchungszeitraumes.

Tabelle 2 Bestandesgrößen, Änderungen der Bestandesflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Reichenau in den Untersuchungsjahren.

| Reichenau | | | | | | |
|--|--------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Entwicklung des aquatischen Röhrichts | | | | | | |
| Höhenbegrenzung bei 395,3 müNN | | | | | | |
| Uferlänge 920 m | | | | | | |
| | 1961 | 1967 | 1978 | 1993 | 1998 | 2000 |
| Bestandesgröße [m²] | 25.341 | 17.362 | 14.913 | 15.673 | 14.822 | 5.658 |
| | | 61 > 67 | 67 > 78 | 78 > 93 | 93 > 98 | 98 > 00 |
| Bestandesänderung [m²] | | | | | | |
| gesamt | | -7.979 | -2.449 | 760 | -851 | -9.164 |
| | | -31,5% | -14,1% | 5,1% | -5,4% | -61,8% |
| Progression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 752 | 2667 | 3489 | 1157 | 0 |
| | | 3,0% | 15,4% | 23,4% | 7,4% | 0,0% |
| pro Jahr | | 125 | 242 | 233 | 231 | 0 |
| | | 0,5% | 1,4% | 1,6% | 1,5% | 0,0% |
| Regression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 8731 | 5116 | 2729 | 2008 | 9164 |
| | | 34,5% | 29,5% | 18,3% | 12,8% | 61,8% |
| pro Jahr | | 1455 | 465 | 182 | 402 | 4582 |
| | | 5,7% | 2,7% | 1,2% | 2,6% | 30,9% |
| Frontänderung [m] | | | | | | |
| gesamt | | -8,7 | -2,7 | 0,8 | -0,9 | -10,0 |
| pro Jahr | | -1,4 | -0,2 | 0,1 | -0,2 | -5,0 |

Bestandesgrößen

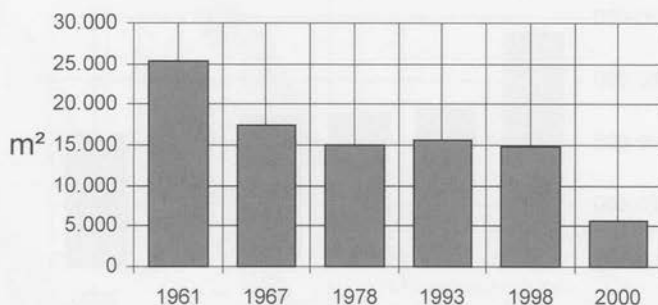


Abb. 9 Flächenbilanz der Röhrichtflächen am Nordufer der Insel Reichenau während des Untersuchungszeitraumes.

Reichenau (Uferabschnittslänge 920 m)

Auch in den Schilfröhrichten des Nordostufers der Insel Reichenau traten zwischen 1961 und 1967 Verluste auf, mit 31,5 % in etwa der gleichen Höhe wie im Giehrenmoos (Tabelle 2, Abb. 9).

Nach einem weiteren starken Rückgang zwischen 1967 und 1978 haben sich die Bestände bis 1993 wieder leicht ausgebreitet. Im Gegensatz zu allen übrigen Untersuchungsflächen konnte zwischen 1993 und 1998 kein einheitlicher Ausbreitungstrend festgestellt werden. Es gab kleinräumig sowohl Regression als auch Progression (Tabelle 2), die in der Gesamtbilanz einen leichten Rückgang für diesen Zeitraum ergaben (-5,4 %). Im Durchschnitt hielten sich Ausdehnung und Rückzug zwischen 1978 und 1998 die Waage, so dass unmittelbar vor dem Extremhochwasser 1999 die Bestandsfläche mit der von 1978 vergleichbar war. Die Ausfallflächen nach dem Extremhochwasser von 1999 betrug an der Reichenau noch einmal über 60 % der Fläche von 1998. Rechnerisch ergab sich in diesem Zeitraum ein durchschnittlicher Rückzug der Schilffront vor der Reichenau um 5 m.

Litzelstetten (Uferabschnittslänge 800 m)

Zwischen 1961 und 1967 trat auch hier ein deutlicher Flächenverlust von 21,4 % auf (Tabelle 3, Abb. 10), der aber im Verhältnis zu den übrigen Untersuchungsabschnitten erheblich niedriger war. Im Gegensatz zu den Bestandsentwicklungen der Gebiete im Untersee war für das Schilfgebiet Litzelstetten ein stetiger Flächenzuwachs der Bestände zwischen 1967 und 1998 festzustellen, der sich jedoch zwischen 1993 und 1998 deutlich verringerte.

Innerhalb der einzelnen Zeiträume war wie bei den Gebieten im Untersee die Dynamik sehr groß (Tabelle 3). Neben Uferabschnitten mit starker Progression lagen Abschnitte mit deutlicher Regression. Betrachtet man die Progressionsabschnitte unabhängig von den Regressionsabschnitten, so ergab sich für die Zeiträume zwischen 1967 und 1978 bzw. 1978 und 1993 im Durchschnitt ein jährlicher Zuwachs von ca. 150 m². Gleichzeitig betrug die Verluste in den Regressionsgebieten in den ersten beiden Zeiträumen 106 m² bzw. 87 m², so dass sich die Schilfgrenze um 0,7 m bzw. 1,2 m seewärts verlagerte. Für den Zeitraum zwischen 1993 und 1998 betrug der Zuwachs sogar 266 m², wobei die jährlichen Verluste ebenfalls ausgesprochen hoch waren. In der Bilanz ergab sich daher nur ein geringer Zuwachs, der einer seeseitigen Verlagerung der Schilfgrenze von lediglich ca. 0,2 m in diesem Zeitraum entsprach. Auch unter Berücksichtigung der Länge der Untersuchungszeiträume ergibt dies einen höheren Nettozuwachs im Vergleich zum Zeitraum von 1993 bis 1998. Daraus lässt sich schließen, dass die Schilfröhrichte bereits Anfang der 90er Jahre nahe der maximalen Tiefenverbreitung wuchsen und daher einem höheren Verlustrisiko z.B. durch Wellen ausgesetzt waren.

Nach dem Extremhochwasser 1999 waren die Verluste an aquatischen Schilfflächen in diesem Gebiet sehr drastisch, der Bestand ging zwischen 1998 und 2000 von 0,9 ha auf 0,4 ha zurück, ein Verlust von 56 % für diesen Zeitraum.

Tabelle 3 Bestandesgrößen, Änderungen der Bestandesflächen und Lageänderungen der seeseitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Litzelstetten in den Untersuchungsjahren.

| Litzelstetten | | | | | | |
|--|-------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Entwicklung des aquatischen Röhrichts | | | | | | |
| Höhenbegrenzung bei 395,7 müNN | | | | | | |
| Uferlänge 800 m | | | | | | |
| | 1961 | 1967 | 1978 | 1993 | 1998 | 2000 |
| Bestandesgröße [m²] | 9.331 | 7.336 | 7.869 | 8.860 | 9.008 | 3.952 |
| | | 61 > 67 | 67 > 78 | 78 > 93 | 93 > 98 | 98 > 00 |
| Bestandesänderung [m²] | | | | | | |
| gesamt | | -1.995 | 533 | 991 | 148 | -5.056 |
| | | -21,4% | 7,3% | 12,6% | 1,7% | -56,1% |
| Progression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 2729 | 1703 | 2301 | 1329 | 0 |
| | | 29,2% | 23,2% | 29,2% | 15,0% | 0,0% |
| pro Jahr | | 455 | 155 | 153 | 266 | 0 |
| | | 4,9% | 2,1% | 1,9% | 3,0% | 0,0% |
| Regression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 729 | 1170 | 1310 | 1181 | 5056 |
| | | 7,8% | 15,9% | 16,6% | 13,3% | 56,1% |
| pro Jahr | | 121 | 106 | 87 | 236 | 2528 |
| | | 1,3% | 1,4% | 1,1% | 2,7% | 28,1% |
| Frontänderung [m] | | | | | | |
| gesamt | | -2,5 | 0,7 | 1,2 | 0,2 | -6,3 |
| pro Jahr | | -0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | -3,2 |



Abb. 10 Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Untersuchungsgebiet Litzelstetten während des Untersuchungszeitraumes.

Tabella 4 Bestandesgrößen, Änderungen der Bestandesflächen und Lageänderungen der see-seitigen Schilffront im Untersuchungsgebiet Stockacher Achried in den Untersuchungsjahren.

| Stockacher Achried | | | | | | |
|--|-------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Entwicklung des aquatischen Röhrichts | | | | | | |
| Höhenbegrenzung bei 395,7 müNN | | | | | | |
| Uferlänge 440 m | | | | | | |
| | 1961 | 1967 | 1978 | 1993 | 1998 | 2000 |
| Bestandesgröße [m²] | 14.817 | 9.527 | 10.479 | 14.249 | 15.693 | 13.168 |
| | | 61 > 67 | 67 > 78 | 78 > 93 | 93 > 98 | 98 > 00 |
| Bestandesänderung [m²] | | | | | | |
| gesamt | | -5.290 | 953 | 3.769 | 1.445 | -2.525 |
| | | -35,7% | 10,0% | 36,0% | 10,1% | -16,1% |
| Progression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 154 | 1447 | 3809 | 1608 | 0 |
| | | 1,0% | 15,2% | 36,3% | 11,3% | 0,0% |
| pro Jahr | | 26 | 132 | 254 | 322 | 0 |
| | | 0,2% | 1,4% | 2,4% | 2,3% | 0,0% |
| Regression [m²] | | | | | | |
| gesamt | | 5442 | 494 | 40 | 164 | 2525 |
| | | 36,7% | 5,2% | 0,4% | 1,1% | 16,1% |
| pro Jahr | | 907 | 45 | 3 | 33 | 1263 |
| | | 6,1% | 0,5% | 0,0% | 0,2% | 8,0% |
| Frontänderung [m] | | | | | | |
| gesamt | | -12,0 | 2,2 | 8,6 | 3,3 | -5,7 |
| pro Jahr | | -2,0 | 0,2 | 0,6 | 0,7 | -2,9 |

Bestandesgrößen

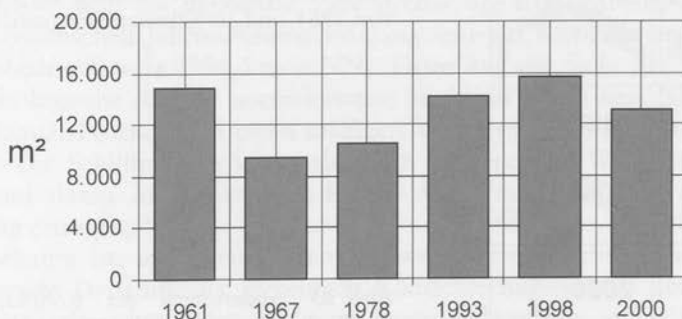


Abb. 11 Flächenbilanz der Röhrichtflächen im Stockacher Achried während des Untersuchungszeitraumes.

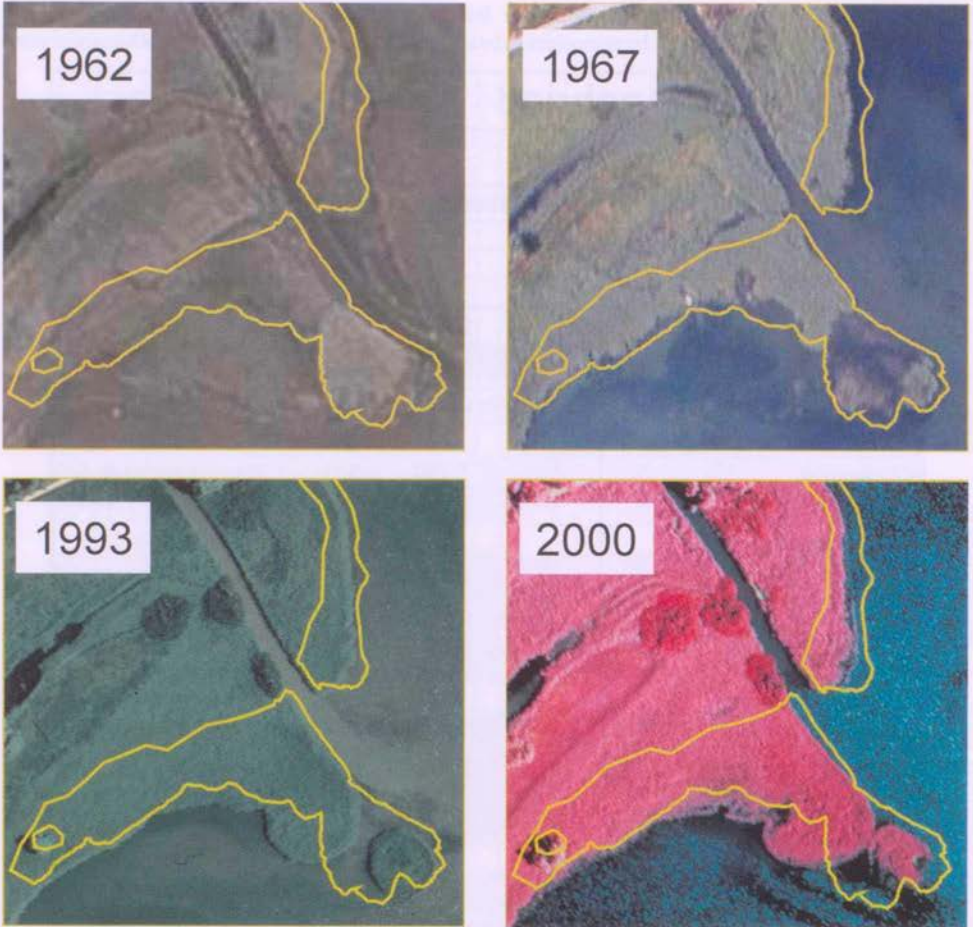


Abb. 12 Luftbilder des Untersuchungsgebietes Stockacher Aachried aus den Jahren 1962, 1967, 1993 und 2000. Die Grenzen der Schilfbestände von 1961 sind als Silhouette eingezeichnet.

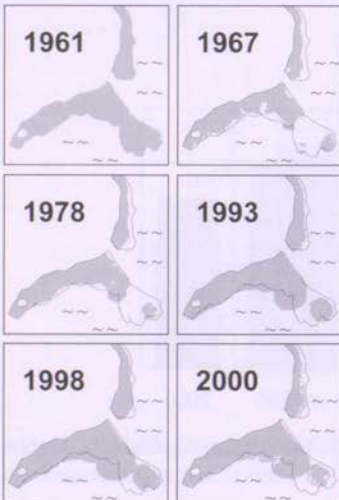


Abb. 13 Änderungen der Röhrichtflächen im Stockacher Aachried während des Untersuchungszeitraumes. Die Röhrichtausdehnung von 1961 ist in den Grafiken für die übrigen Jahre als Linie zum Vergleich eingezeichnet.

Stockacher Aachried (Uferabschnittslänge 440 m)

Im Schilfröhricht des Stockacher Aachrieds lagen die Flächenverluste zwischen 1961 und 1967 prozentual wiederum in einer ähnlichen Größenordnung wie in den Untersuchungsgebieten im Untersee (Tabelle 4, Abb. 11, 12, 13). Zwischen 1967 und 1998 wies die Gesamtbilanz wie im Schilfgebiet Litzelstetten dann einen stetigen Zuwachs auf (Abb. 11, 12, 13). Im Gegensatz zu den übrigen Gebieten fielen hier Regressionserscheinungen in einzelnen Abschnitten kaum ins Gewicht (Tab. 4), so dass der Zuwachstrend eindeutig war und 1998 die größte Flächenausdehnung des gesamten Untersuchungszeitraumes erreicht wurde. Erstaunlicherweise waren die Flächenverluste infolge des Extremhochwassers von 1999 hier mit 16,1 % der Fläche von 1998 von geringem Ausmaß.

5. Diskussion

Die Schilfpflanze besitzt keine morphologischen und physiologischen Anpassungen für die Photosynthese unter Wasser (RODEWALD-RUDESCU 1974). Die seeseitige Ausdehnung von Schilfbeständen ist daher auf ein bestimmtes Sohlniveau begrenzt, von dem aus die Jungspresse durch subventioniertes Wachstum während der Austriebsphase die entsprechende Wassertiefe noch durchstoßen können, so dass zumindest 3 oder 4 der austreibenden Blätter über Wasser Photosynthese betreiben und die Rhizome mit genügend Sauerstoff versorgen. Bei ungestörtem Wachstum streben die Röhrichte in ihrer Ausbreitung dieser Tiefengrenze zu, wobei davon auszugehen ist, dass sich die seeseitige Ausbreitung mit zunehmender Annäherung an die Tiefengrenze verlangsamt, da die tieferstehenden Halme einer erhöhten mechanischen Belastung durch Wellengang und Treibgut ausgesetzt sind und dadurch einer erhöhten Mortalität unterliegen. Die Analyse der Bestandsdynamik im Untersuchungsgebiet Litzelstetten bestätigt diese Annahme. Hier verlangsamte sich der durchschnittliche jährliche Nettozuwachs zwischen 1993 und 1999 im Vergleich zum Zeitraum vor 1993 trotz guter Wuchsbedingungen und hoher Zuwächse wegen der gleichzeitig auftretenden örtlich großen Verluste.

Am Bodensee liegt die maximale Tiefengrenze der Röhrichtverbreitung durch den charakteristischen Jahreswasserstandsgang sehr tief, vielleicht sogar nahe des mittleren Niedrigwassers (394,5 m ü. NN). Denn aus der Sicht der Schilfpflanze ist das hydrologische Regime normalerweise bestimmt durch eine Niedrigwasserphase im Januar/Februar und einen mäßigen Wasserspiegelanstieg in der Wachstumsphase. Die Schilfhalme können also dem ansteigenden Wasserstand vorauswachsen und damit in der zweiten Hälfte der Wachstumsphase eine größere Überstauung ertragen.

Wenig bekannt ist, inwieweit Extremhochwässer als natürliche Störungen eine langandauernde Dynamik der seeseitigen Röhrichte hervorrufen können. Durch episodische Starkniederschläge bedingte Seespiegelanstiege während der Aufwuchsphase der Schilfhalme stellen für das Schilf unkalkulierbare Risiken dar, an welche die Pflanze nur unzureichend angepasst ist und die umso stärker einwir-

ken, je näher die Röhrichte sich an der seeseitigen Tiefengrenze befinden. So sind zwischen 1961 und 1967, bedingt durch das Extremhochwasser von 1965, große Schilfgebiete abgestorben. Während jedoch in den hier beschriebenen Gebieten des Überlinger Sees nach 1967 eine Erholung der Bestände einsetzte, trat diese im Untersee im Fall des Giehrenmooses erst in den 90er Jahren bzw. im Fall des Nordufers der Insel Reichenau überhaupt nicht ein. Neben Zuwächsen in einzelnen Uferabschnitten führten gleichzeitige Verluste zu einer insgesamt negativen Bilanz. In diesen Gebieten müssen demnach zusätzliche Faktoren wirksam gewesen sein, die eine Erholung der Bestände nach dem Hochwasser von 1965 verhinderten. Belegt sind hierbei negative Auswirkungen von Schilfpflegemaßnahmen im Nordteil des Wollmatinger Riedes in den Jahren 1978–1983 (OSTENDORP 1990a), auf welche die Bestandsverluste im südlichen Abschnitt des untersuchten Gebietes zurückzuführen sind. Auch Starkwindereignisse in Verbindung mit Treibgut haben an diesem südwestlich exponierten Ufer immer wieder zu lokalen Schäden geführt, die als charakteristische Schneisen in den Luftbildern von 1967 und 2000 deutlich erkennbar sind (Abb. 6). In den 60er bis 80er Jahren bestand ein erheblicher Teil des Treibgutes aus zusammengespülten Fadenalgen-Watten, die aufgrund der Eutrophierung zu Massenentwicklungen neigten. Große Mengen davon wurden an die Ufer gespült, wickelten sich um die Schilfhalme und verstärkten die Wellenwirkung (OSTENDORP 1992).

Weitere Störgrößen können das Ausmaß von Extremhochwässern regional oder lokal verstärken, z. B. Witterungsereignisse wie Stürme oder Hagelschläge, Fraßtätigkeit durch Wasservögel, Bisam, Insektenbefall, aber auch anthropogene Faktoren wie Winterschnitt und -brand (vgl. OSTENDORP 1989).

Vor allem in den 80er und 90er Jahren hat sich der Großteil der Uferschilfbestände wieder seewärts ausgedehnt. Dies belegen detaillierte Schilffront-Kartierungen von PIER et al. (1993) und KRUMSCHEID-PLANKERT (1993) und zuletzt PIER (2000) und KRUMSCHEID-PLANKERT (2000). Ursache war in erster Linie eine länger dauernde Serie von Niedrigwasserjahren (KRUMSCHEID-PLANKERT 1993, OSTENDORP et al. 1996), daneben aber auch das Nachlassen von Treibgutanschwemmungen im Zuge der Reoligotrophierung (SCHMIEDER & PIER 2000). Auch die bei der Flächenbilanz der Untersuchungsgebiete im Obersee und des Giehrenmooses zwischen 1993 und 1998 dokumentierte seeseitige Ausbreitungstendenz der Schilfröhrichte entspricht diesem Trend. Anders dagegen die Röhrichte am Nordufer der Reichenau. Hier traten vermutlich weitere Stressoren auf, der Befall durch Larven des Schilfkäfers *Donacia clavipes* (FUCHS 1993) sowie großflächige Winterschnitt und -brandmaßnahmen, die in ihrer Summe ein seeseitiges Vorwachsen verhindert haben.

Ein durch Halmverluste und mangelnde Sauerstoffversorgung geschwächter oder gar weitgehend abgestorbener Rhizomkörper kann in den Folgejahren nur entsprechend schwache Sprosse hervorbringen, die empfindlicher auf natürliche Stressoren reagieren, und somit einer erhöhten Mortalität unterliegen. Folge ist u. U. ein weiteres Anwachsen von Reservestoffdefiziten und ein über mehrere Jahre sich hinziehendes Absterben von Schilfbeständen. So kann sich der erhöhte Wasserstand in der ersten Maihälfte des Jahres 2000 besonders negativ auf die be-

reits vorgeschädigten Röhrichte ausgewirkt haben. Auch in den Folgejahren des Extremhochwassers von 1965 traten, obwohl die Jahreswasserstandsgänge insgesamt eher Normaljahren zugeordnet werden können, im Mai relativ hohe Wasserstände auf, die möglicherweise erst in ihrer Summe den nachhaltigen Rückgang der aquatischen Röhrichte am Bodensee in den sechziger und siebziger Jahren verursacht haben. Dagegen wirkte sich das Sommerhochwasser von 1987, das ein dem Extremhochwasser von 1965 vergleichbaren Maximalwasserstand aufwies, kaum auf die Röhrichtausbreitung aus, da die Maximalwasserstände erst eintraten, nachdem die Schilfhalme weitgehend ausgewachsen waren und während des Maximalwasserstandes keine Stürme auftraten, die zu einem Abbrechen der Halme in den seeseitigen Beständen hätten führen können.

Die Röhrichtentwicklung im Gebiet des Stockacher Aachriedes stellt eine Ausnahme dar. Nicht nur die starken und stetigen Zuwächse zwischen 1967 und 1998, sondern auch die geringen Verluste infolge des Hochwassers von 1999 belegen dies. Auch in anderen Flussmündungsgebieten wie z. B. der Radolfzeller Aach und der Seefelder Aach fallen die Röhrichtverluste nach 1999 relativ gering aus (SCHMIEDER et al. 2003), so dass für Flussmündungsgebiete im Vergleich zu den übrigen Uferabschnitten besondere Voraussetzungen angenommen werden müssen. Ein Faktor könnte ein durch stetige Ablagerung von Sedimenten in den Röhrichten erhöhtes Sohlniveau sein, das die Anfälligkeit gegenüber Extremhochwassern verringert. Infolge der Nährstoffzufuhr durch die Zuflüsse ist eine hohe Vitalität der Bestände mit guter Reservestoffversorgung anzunehmen, die auch in Extremsituationen wie dem Hochwasser 1999 vergleichsweise hohe Wachstumsleistungen hervorbringen kann.

Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass die Röhrichtbestände verschiedener Uferabschnitte des Bodensees in den vergangenen 40 Jahren sehr unterschiedliche Bestandsentwicklungen aufweisen. In erster Linie sind es großräumig wirksame Ereignisse wie die Extremhochwässer von 1965 und 1999, daneben aber auch lokal unterschiedliche Faktorenkonstellationen, welche die Röhrichtentwicklung bestimmen. Die Gesamtbilanzierung der Röhrichtflächen innerhalb bestimmter Zeitspannen ergibt dabei ein nur unzureichendes Bild über die lokale Dynamik, die sich in gleichzeitiger Progression und Regression einzelner Bestände eines Uferabschnittes äußert.

Ein genereller Trend eines »Schilfsterbens« am Bodensee durch Eutrophierung, wie er in den 70er und 80er Jahren vielfach postuliert wurde (KLÖTZLI & GRÜNIG 1976, SCHRÖDER 1979, 1987), kann nicht bestätigt werden. Die Forschung konzentrierte sich damals einseitig auf lokale Gebiete mit dramatischen Rückgängen, die Resultate wurden voreilig auf anthropogene Ursachen zurückgeführt. Den Auswirkungen natürlicher Faktoren, wie der Wasserstandsdynamik, wurde lange Zeit keine Beachtung geschenkt. Erst später wurde der Schilfrückgang im Bodensee-Untersee auf extreme Witterungsereignisse, wie das Extremhochwasser von 1965 mit gleichzeitigen Sturmereignissen und einem Hagelschlag zurückgeführt (OSTENDORP 1990 a). Auch die vorliegende Untersuchung bestätigt die starke Abhängigkeit der Röhrichtentwicklung von den Wasserstandsextremen, die jedoch lokal durch weitere Faktoren gemindert oder verstärkt wird.

Für die seeseitige Ausdehnung der Röhrichtbestände von 1961 kann angenommen werden, dass sie in vielen Uferabschnitten nahe der unter dem hydrologischen Regime des Bodensees maximal möglichen Tiefengrenze lag (vgl. OSTENDORF 1989). Für die untersuchten Gebiete des Überlinger Sees wurde diese nach den Verlusten von 1965 erst 1993 wieder erreicht. Während sich die jährlichen Zuwachsraten zwischen 1993 und 1998 im Uferabschnitt Litzelstetten dadurch erwartungsgemäß verringerten, erhöhten sich diese im Gebiet Stockacher Aachried nochmals, so dass hier die Ausdehnung der Bestände unmittelbar vor dem Extremhochwasser 1999 diejenige von 1961 noch übertraf. Berücksichtigt man die Sedimentation und die Sohlerhöhung in diesem Bereich, kann man vermuten, dass die maximal mögliche Bestandsfläche auch 1998 noch nicht erreicht war. Im Uferabschnitt Litzelstetten waren die Verluste 1999 sehr hoch, weit höher noch als 1965, so dass die Intensität des Störungsereignisses 1999 als viel größer angenommen werden muss als 1965. Die Auswirkungen auf die Röhrichtbestände waren dennoch in vielen Uferabschnitten geringer, weil 1998 die maximale Tiefenverbreitung bei weitem nicht wieder erreicht war.

Zusammenfassend kann aus den Luftbildauswertungen geschlossen werden, dass die Bestandsdynamik der aquatischen Röhrichte sehr stark von Extremen des Wasserstandsganges abhängig ist. Extremhochwässer, die in einer frühen Wachstumsphase der Schilfhalme auftreten, führen unmittelbar zu großen Bestandsverlusten, deren Regeneration sich über lange Zeiträume erstreckt. Entscheidend für die Flächenausdehnung der Röhrichte ist daher die Häufigkeit des Auftretens von Extremereignissen bzw. die Länge der Regenerationsperioden mit Niedrigwasserständen. Lokal wirksame Stressoren haben großen Einfluss auf das Ausmaß der Bestandsverluste und auch auf die Regenerationszeiträume, wie die unterschiedlichen Bestandsentwicklungen der untersuchten Gebiete zeigen. Vermeidbare Stressoren, beispielsweise Winterschnitt sollten daher in Zukunft unterlassen werden.

Die mit der laufenden Klimaerwärmung prognostizierte Häufung von extremen Witterungsereignissen im Winterhalbjahr könnte für die aquatischen Röhrichte langfristig eine weit geringere Flächenausdehnung bedeuten als unter dem bisherigen Wasserstandsregime. Damit ist besonders dann zu rechnen, wenn die Hochwasserereignisse durch milde Winter wesentlich früher eintreten als bisher. Andererseits können Regenerationsprozesse unter günstigen Wasserstandsbedingungen, wie sie in den Jahren vor 1999 herrschten, sehr schnell ablaufen. Auch für eine Häufung dieser Extremform der Wasserstandsgänge als Folge der Klimaerwärmung gibt es Anhaltspunkte. Nicht zuletzt wegen ihrer wichtigen ökologischen Funktionen in der Seeuferzone erfordern die Schilfröhrichte auch in Zukunft unsere Aufmerksamkeit.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch den Projektträger BW-Plus des Landes Baden-Württemberg beim Forschungszentrum Karlsruhe finanziell gefördert (Förderungskennzeichen BWC 20011). Der IGKB sei ebenfalls herzlich gedankt für die

Bereitstellung der Luftbilder der Jahre 1967, 1978, 1993 und 1999 sowie der Passpunktunterlagen zur Befliegung 1993. Jens Wahr danken wir für die Digitalisierung der Schilfbestände der Untersuchungsgebiete für die Bildserien von 1967 und 1978.

Literatur

- BRIX, H. (1999): The European Research Project on Reed Die-back and Progression (EUREED). – *Limnologica* 29: 5–10; Jena.
- DIENST, M. (1994): Die Wasserstände des Bodensee-Obersees von 1893 bis 1992. – *Schr. Ver. Gesch. Bodensee* 112: 147–162; Friedrichshafen.
- DIENST, M. & I. STRANG (1999): Zum Zustand des *Deschampsietum rhenanae* am Bodensee. *Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F.* 17 (2): 389–402.
- DIENST, M. & I. STRANG (2002): Endemische Strandrasen-Arten des Bodensees: *Deschampsia rhenana*, *Myosotis rehsteineri* und *Armeria purpurea* – Untersuchungen, Pflege- und Schutzmaßnahmen. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 85–91.
- DWD, Deutscher Wetterdienst (1999): Witterungsreport Express u. Daten für Mai 1999 und Juni 1999; Offenbach.
- FUCHS, C. (1993): The beetle *Donacia clavipes* as a possible cause for the reed decline at Lake Constance (Untersee). – *Limnologie aktuell* 5: 41–48; Stuttgart.
- IGKB (1993): Internationale Bodenseetiefenvermessung, Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB), digitaler Datensatz.
- IGKB (1999): Seemfassende Luftbildbefliegung anlässlich des Extremhochwassers von 1999. – unveröffentl. Bildmaterial der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB).
- KLÖTZLI, F. & A. GRÜNING (1976): Seeufervegetation als Bioindikator. – *Fakten Dokumente Umweltschutz* 19: 109–131.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P., H. STARK & M. PEINTINGER (1989): Decline of reed at Lake Constance (Obersee) since 1967 based on interpretations of aerial photographs. – *Aquat. Bot.* 35: 57–62; Amsterdam.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (1993): Restoration of reed stands at Lake Constance-Obersee – a preliminary report on results of the BMU-research project. – *Limnologie aktuell* 5: 179–187.
- KRUMSCHEID-PLANKERT, P. (2000): Erfassung und Kartierung der Schilfdynamik 1999 am Obersee und Überlinger See. – Manuskript, 32 S., Gewässerdirektion Donau/Bodensee, Bereich Ravensburg.
- LANG, G. (1968): Vegetationsveränderungen am Bodensee-Ufer in den letzten hundert Jahren. – *Schr. Ver. Gesch. Bodensee* 86: 295–319; Friedrichshafen.
- 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. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee*. 26: 64 S.
- LUFT, G. & H. VIESER (1990): Veränderungen der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. – *Dtsch. Gewässerkd. Mitt.* 34 (5/6): 146–156; Koblenz.
- LUFT, G., G. VAN DEN EERTWEGH & H. VIESER (1990): Veränderungen der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. – *Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg* 6.2: 77 S.; Karlsruhe.

- MÜLLERZELL, W. (1968): Gedanken über Schilfwuchs und Ufermauern. – Naturschutz Ober- schwaben – Hegau – Bodensee 9: 41–46.
- OSTENDORP, W. (1989): »Die-Back« of reeds in Europe – A critical review of literature. – Aquat. Bot. 35: 5–26; Amsterdam.
- OSTENDORP, W. (1990a): Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – Car- olinea 48: 85–102; Karlsruhe.
- OSTENDORP, W. (1990 b): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld?. – In: H. SUKOPF & M. KRAUSS (Hg.), Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. – Land- schaftsentwicklung u. Umweltforschung (Berlin) 71: 121–140; Berlin.
- OSTENDORP, W. (1991): Zur Geschichte der Uferrohrichte des Bodensee-Untersees. – Schr. Ver. Gesch. Bodensee 109: 215–233; Friedrichshafen.
- OSTENDORP, W. (1992): Shoreline algal wash as a factor in reed decline in Lake Constance- Untersee. – Hydrobiologia 242: 165–174.
- OSTENDORP, W. (1993 a): Schilf als Lebensraum. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfle- ge Bad.-Württ. 68: 173–280; Karlsruhe.
- OSTENDORP, W. (1993 b): Reed bed characteristics and significance of reeds in landscape eco- logy. – Limnologie aktuell 5: 149–161; Stuttgart.
- OSTENDORP, W., H. STARK, P. KRUMSCHEID-PLANKERT & A. PIER (1996): Dynamics and restora- tion of lakeside reedbelts in a prealpine lake (Lake Constance, Germany). – Proc. Ecohy- draulics, Quebec, June 1996, B753–B765.
- OSTENDORP, W., M. HERRMANN & A. SONNENBERG (2000): Belastung der Schilfröhrichte des Bodensees durch das Extremhochwasser 1999 (Kartierungen 2000). – Bericht Gewässer- direktion Südl. Oberrhein/Hochrhein u. Donau/Bodensee unveröff.: 52 S.
- PEINTINGER, M., I. STRANG, M. DIENST & C. MEYER (1997): Veränderung der gefährdeten Strandschmielengesellschaft am Bodensee zwischen 1989 und 1994. – Z. Ökologie u. Naturschutz 6: 75–81.
- PIER, A., DIENST, M., STARK, H. (1993): Dynamics of reed belts at Lake Constance (Untersee and Überlinger See) from 1984 to 1992. – Limnologie aktuell 5: 141–148; Stuttgart.
- PIER, A. (2000): Untersuchungen zur Schilffrontdynamik am Bodensee-Untersee und Über- llinger See. – Bericht Landesanstalt für Umweltschutz, unveröff.: 39 S.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* TRIN. – Die Binnenge- wässer 27: 302 S.; Stuttgart.
- SCHMIEDER, K. & A. PIER (2000): Lakeside reed border characteristics at Lake Constance (Untersee): A comparison between 1981–1983 and 1994. – Wetlands Ecology and Ma- nagement 8: 435–445.
- SCHMIEDER, K. (1998): Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Ver- gleich mit 1978 und 1967. – Berichte Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 46: 171 S.
- SCHMIEDER, K., W. OSTENDORP & M. DIENST (2002): Auswirkungen des Extremhochwassers auf die Flächendynamik und Bestandsstruktur der Uferrohrichte des Bodensees. – Limno- logica 32: 131–146.
- SCHMIEDER, K., W. OSTENDORP & M. DIENST (2003): Schilffrontdynamik nach dem Extrem- hochwasser von 1999 am Bodensee: Ergebnisse nach 2 Jahren Monitoring. – DGL Erw. Zus. Jahrestagung 2002 Braunschweig; im Druck.
- SCHRÖDER, R. (1979): The decline of reed swamps in Lake Constance. – Symp. Biol. Hung. 19: 43–48; Budapest.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersu- chungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 76: 53–99; Stuttgart.
- SMA, Schweizerische Meteorologische Anstalt (1999): Witterungsbericht Mai 1999, 6 S.; Witterungsbericht Juni 1999, 5 S.; Zürich.

- VAN DER PUTTEN, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research programme on Reed Die-back and progression (1993–1994). – *Aquat. Bot.* 59: 263–275; Amsterdam.
- WAIBEL, K. (1965): Die Witterung im Jahre 1965 im Hegau. – *Hegau* 20: 381–384; Singen.
- ZAMG, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (1999): Wetter- und Klimaübersicht Mai 1999, Juni 1999: 4 S.; Wien.

Anschriften der Verfasser:

Dr. KLAUS SCHMIEDER, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie (320), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart, Email: schmied@uni-hohenheim.de,

MICHAEL DIENST, Heroséstr. 18, D-78467 Konstanz, Email: MichaelDienst@swol.de,

PD Dr. WOLFGANG OSTENDORF, Limnologisches Institut, Universität Konstanz, D-78457 Konstanz, Email: wolfgang.ostendorp@uni-konstanz.de