Auswirkungen von Wintermahd auf den Nährstoffhaushalt von Seeuferröhrichten des Bodensee-Untersees

Wolfgang Ostendorp

Synopsis

Winter-harvesting and nutrient economy of lakeside reed belts at Lake Constance-Untersee (Germany)

The fringing reeds (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., Poaceae) at Lake Constance-Untersee were mown in winter thereby drastically reducing the input of decomposable organic matter (OM) to the sediment. A 4-years monitoring program was started to test whether or not this management influences the hydrochemistry of the bottom water layer, and leads to a decrease in OM, total N and total P in the surface sediment layer. It was found that the sediment/water system of reed beds is well buffered against the removal of the current year's crop of dead *Phragmites* straw, because (I) the yearly input of dead biomass contributes only 14% to the OM pool of the reedbed, and (II) the decomposition rate of *Phragmites* litter is very low (c. 0.9 mg g^{-1} d.m. d^{-1}).

Litoralsedimente, Phragmites-Röhrichte, Feuchtgebietsmanagement, Aushagerung

littoral sediments, Phragmites reeds, wetland management, nutrient removal

1 Einleitung

Am Bodensee-Untersee wurde, – wie an vielen anderen mitteleuropäischen Seen auch –, in den vergangenen Jahrzehnten ein drastischer Rückgang der Uferröhrichte beobachtet (OSTENDORP, 1989, 1991). Als einer der maßgeblichen Ursachenkomplexe wurde die Seeneutrophierung, verbunden mit einer »Überdüngung« der Röhrichte, diskutiert (SCHRÖDER 1987, KLÖTZLI & ZÜST 1973).

Eine geeignete Gegenmaßnahme schien darin zu bestehen, durch Winterschnitt die oberirdische Schilf-Biomasse mit den darin enthaltenen Nährstoffen aus den Röhrichten zu entfernen, um so mittelfristig zu einer Nährstoffverminderung in der Sedimentoberschicht zu gelangen. Gleichzeitig wurde erwartet, daß die Verminderung des Eintrags abbaufähiger organischer Substanz für verbesserte Sauerstoffverhältnisse im Sedimentkontaktwasser sorgen würde, wodurch wiederum die Anreicherung reduzierter, möglicherweise phytotoxischer Substanzen unterbunden werden könnte.

Winterschnitt wurde als Schilfpflegemaßnahme zwischen 1978 und 1983 am Bodensee-Untersee durchgeführt und von Untersuchungen zur Bestandsstruktur, zur mechanischen Stabilität und zur Sedimentchemie der Röhrichte begleitet (OSTENDORP 1992, 1995). Einen Schwerpunkt bildete die Frage, ob und wie schnell günstige Auswirkungen auf die Hydrochemie des Sedimentkontaktwassers und der Sedimentoberschicht sichtbar werden.

2 Untersuchungsgebiet, Material, Methoden

Die nachstehend zusammengefaßten Untersuchungen wurden am Bodensee-Untersee durchgeführt, einem flachen, eutrophen Teilbecken des Bodensees mit ausgedehnten Uferzonen. Die Uferröhrichte, die eine Fläche von rd. 295 ha bedecken (= 31% der deutschen Uferfläche zw. 394 u. 396 m ü.NN), bestehen zu 99,7% aus monospezifischen *Phragmites australis*-Beständen. Der Seespiegel des Bodensees wird im wesentlichen durch das Abflußregime des Alpenrheins bestimmt, mit sommerlicher Hochwasserphase in den Monaten Juni und Juli, und Niedrigwasserphase während des Winterhalbjahrs (MMW = 395,09, MNW = 394,53, MHW = 396,23 m ü. NN, Periode 1937–1987, LUFT & al. 1990). Die Uferröhrichte sind im Sommer bis zu einer Höhe von ca. 1,8 m überschwemmt, im Winter fallen sie trocken. Die Sedimente des Bodensee-Litorals bestehen überwiegend aus holozänen sandig-schluffigen Seekreiden, sowie aus gröberen Krümelkalken und Schnegglikiesen, punktuell auch aus glazialen Beckenablagerungen. Sie bilden das Ausgangssubstrat, in das die Schilfrhizome eingewachsen sind. Innerhalb der Röhrichte werden die Carbonatsedimente von geringmächtigen organischen Seemergeln überdeckt (OSTENDORP 1992).

Der Schilfschnitt wurde im Spätwinter, vornehmlich bei eisbedecktem Sediment durchgeführt. Zum Einsatz kamen Raupenfahrzeuge, die mit einem Arbeitskopf aus Messerbalken, Kreiselmähern oder Schlegelwerk ausgerüstet waren. In den meisten Fällen wurde das Mulchgut mittels eines Gebläses von der Schlegelwalze abgesaugt und in einen Container geblasen, der an Land entladen wurde.

Die Probennahmen erfolgten entlang ufersenkrechter Transekte durch die geschnittenen Röhrichte, sowie durch die unbehandelte Vergleichsflächen; die Transekte reichten vom seewärtigen Schilfrand bis in die Riedwiesen mit subdominantem *Phragmites*. Die Beprobung des Röhrichtwasserkörpers fand während der sommerlichen Hochwasserperiode statt; mittels einer Unterdruck-Pumpe wurde Sedimentkontaktwasser (SKW, ca. 0–5 cm über Grund) und Oberflächenwasser (OW) kontaminationsfrei entnommen. Die Festsubstanz der Sedimentoberschicht wurde bei winterlichem Niedrigwasserstand beprobt; mit Hilfe von Plastikröhren wurden Kurzkerne von etwa 20–40 cm Länge gestochen. Nach Entfernen der Schilfstreuauflage wurde die 2,5 cm mächtige Sedimentoberschicht abgetrennt, bei 70 °C getrocknet und homogensiert. Die Trockensubstanzdichte (BD [g TS m^{-2} cm^{-1}]) ergab sich aus dem Schichtvolumen des Frischsedimentes und der TS-Masse; die organische Substanz (OS [mg g^{-1} TS]) wurde als Glühverlust (560 °C, 8 Std.) bestimmt, der Ges.-Stickstoff (N_t [mg g^{-1} TS]) photometrisch im Kjeldahl-Aufschluß ohne Reduktionskatalysator, der Ges.-Phosphor (P_t [mg g^{-1} TS]) photometrisch als Molybdat-Komplex im H_2SO_4/H_2O_2-Aufschluß der geglühten TS. Mit Hilfe der BD wurden aus den massenbezogenen (= m/m-) Konzentrationen von OS, N_t und P_t die entsprechenden volumenbezogenen (= m/v-) Gehalte (OS^* [kg m^{-2} cm^{-1}], N_t^* [g m^{-2} cm^{-1}], P_t^* [g m^{-2} cm^{-1}]) berechnet. Die Abbaurate der Schilfstreu (r [mg g^{-1} TS d^{-1}]) wurde mit Hilfe von Nylon-Beuteln (10 x 20 cm, Maschenweite 1,6 mm) bestimmt, die mit ca. 20 g TS abgestorbenen *Phragmites*-Stengelstücken gefüllt wurden. Die Expositionszeit betrug 212–227 Tage (Mitte April bis Ende November). Weitere methodische Einzelheiten finden sich bei OSTENDORP (1992).

3. Ergebnisse

3.1 Durch Wintermahd entfernbare OS- und Nährstoffmengen

Ein durchschnittlicher *Phragmites*-Standort am Bodensee-Untersee enthält rd. 25,1 kg OS m^{-2}, 804 g N_t m^{-2} und 54,4 g P_t m^{-2} (Summe der in den Halmen, der Streu, den Rhizomen, sowie den Sedimenten bis zu einer Tiefe von 0,6 m gebundenen Mengen) (Tab. 1). Der größte Teil davon (74% d. OS, 97% des N_t und 89% des P_t) ist im mineralischen Sediment und der etwa 10 cm mächtigen organischen Sedimentauflage enthalten. Die jährlich absterbende oberirdische Biomasse enthält nur 0,92 kg OS m^{-2}, 4,9 g N_t m^{-2} und 0,18 g P_t m^{-2}.

Durch die maschinelle Ernte eines durchschnittlichen Schilfbestandes werden etwa 90% der stehenden Stengelbiomasse erfaßt, aber nur rd. 50% der Blatt-

Tab. 1
Durch Wintermahd erfaßbare OS-, N_t- und P_t-Mengen im Vergleich zum OS- und Nährstoff-Pool (bezogen auf 1 m^2 Bestandsgrundfläche); der Gesamt-Pool umfaßt außer der abgestorbenen Halmbiomasse, der Streu-, Torf- und Sedimentoberschicht [= »erfaßbarer Pool«] auch die tieferen Sedimentschichten bis in 0,6 m Tiefe u. Fl.

Table 1
Pool sizes of organic matter (OS), total nitrogen (N_t) and total phosphorus (P_t) in a reed bed of 1 m^2 size and 0.6 m depth below ground; second column – total pool, third column – pool which is potentially subject to nutrient removal as dead culm matter (I), as recent litter (II) and as coarse *Phragmites* peat (III).

		Gesamt-Pool = abgestorbene Halme + unzers. Schilfstreu + Schilftorf + organ. Kalksediment + anorg. Kalksediment		**erfaßbarer Pool =** abgestorbene Halme + unzers. Schilfstreu + Schilftorf + organ. Kalksediment	
		[g m^{-2}]		[g m^{-2}]	
Pool-Größe (= 100 %)	OS : N_t : P_t :	25.060 804 54,4		6.420 234 21,7	
(I) durch Mahd entfernbar als tote Halme (Effizienz ca. 90 %)	OS : N_t : P_t :	640 3,45 0,10			
(II) durch Mahd entfernbarer Blattwurf (Effizienz ca. 50 %)	OS : N_t : P_t :	104 0,59 0,03			
(III) durch Mahd entfernbare Streuauflage (Effizienz ca. 20 %)	OS : N_t : P_t :	288 4,58 0,35			
Summe (I - III)	OS : N_t : P_t :	1032 8,62 0,48	**4,1 %** **1,1 %** **0,9 %**	1032 8,62 0,48	**16,1 %** **3,7 %** **2,2 %**

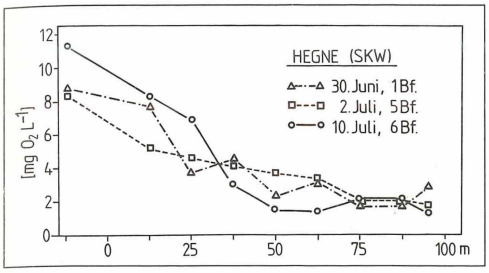

Abb. 1
Sauerstoff-Konzentrationen im Sedimentkontaktwasser (ca. 0–5 cm über Grund) entlang eines uferqueren Transekts durch die Schnittfläche Hegne (mit Angabe des Probenahmedatums [1980] und der Windstärke [° Beaufort]).

Fig. 1
Oxygen concentration in the near bottom water layer (0–5 cm above ground) along a transect through a closed reed belt of c. 100 m width (near Hegne); sampling dates [1980] and wind force [degrees Beaufort].

biomasse, da die meisten Blätter zum Zeitpunkt der Ernte bereits abgefallen sind. Darüberhinaus werden im mittelfristigen Durchschnitt ca. 20% der Streu erfaßt und ausgetragen. Die jeweiligen Mengen hängen sehr stark vom eingesetzten Maschinentyp bzw. Arbeitskopf, sowie von der Befahrbarkeit des Untergrundes ab. Unter günstigen Verhältnissen kann mit einem Austrag von 1,03 kg OS, 8,6 g N_t und 0,5 g P_t pro m^2 und Schnitt gerechnet werden, das sind 16,1%, 3,7% bzw. 2,2% des theoretisch durch Schilfschnittmaßnahmen erreichbaren Pools (in den das tieferliegende Kalksediment nicht einbezogen wurde) (vgl. Tab. 1).

3.2 Hydrochemie des Sedimentkontaktwassers

Während des Sommers sind die Uferröhrichte des Untersees bis zu einer Höhe von 1,8 m überschwemmt. Bei ruhigen Wetterlagen kommt es zu einer temperaturinduzierten Dichteströmung, bei der tagsüber erwärmtes Oberflächenwasser (OW) aus dem See in die Röhrichte strömt, sich dort abkühlt, und als bodennaher Wasserkörper (SKW) in den See zurückfließt (SCHRÖDER 1973, MEISSNER & OSTENDORP 1988). OW und SKW unterscheiden sich in den Konzentrationen nahezu aller hydrochemischer Parameter (Temperatur, O_2-Gehalt, pH-Wert, pe_7[=Redoxmilieu-]Wert, spezif. Leitfähigkeit, PO_4-P, NO_3-N, Si_{gel}). Beispielsweise sind die O_2-Konzentrationen im SKW hochsignifikant niedriger als im OW (2,5 ± 2,6 bzw. 8,1 ± 2,0 mg O_2 L^{-1}, $\alpha < 0{,}0001$, gepaarter t-Test, n=47). Beim Vergleich geschnittener und ungeschnittener Röhrichte (bis 6 Paare) kommen sowohl signifikante Zunahmen als auch signifikante Abnahmen der einzelnen Parameter vor, zusammen mit Fällen, in denen sich die Differenzen nicht signifikant unterscheiden. Auch der Sauerstoffgehalt zeigt nur in einem von vier Fällen eine signifikante Erhöhung nach Winterschnitt. Demnach dürften lokal und zeitlich begrenzte Einflüsse, z. B. Mikrorelief und aktuelle Wasseraustauschrate die O_2-Konzentration stärker beeinflussen als das Schilfmanagement (vgl. Abb. 1).

3.3 Abbauraten der *Phragmites*-Streu

Die Bilanz von OS und Nährstoffen in der Sedimentoberschicht wird nicht nur vom Schilfstreu-Eintrag, sondern auch von der Abbaurate der OS bestimmt. Die mittleren täglichen Abbauraten der Schilfstreu nehmen mit zunehmender Entfernung von der seewärtigen Bestandgrenze ab (OSTENDORP 1992). In den seewärtigen Röhrichten kann die Streu noch durch Wellenschlag bewegt und zerkleinert werden, so daß die feinpartikuläre OS aus den Netzen ausgespült wird und rechnerisch als »abgebaut« gilt. Gleichzeitig treten hier die höchsten O_2-Konzentrationen im SKW auf, was vermutlich die Abbaurate positiv beeinflußt. In den landwärtigen Abschnitten fehlt die mechanische Zerkleinerung, die Überflutungsperiode ist kürzer, die Sauerstoffkonzentrationen sind niedriger, und damit nimmt auch die Abbaurate ab.

Die Auswirkungen von Winterschnitt auf die Abbaurate wurden anhand von 12 Paaren von je 3 Abbaubeuteln untersucht, die in den landwärtigen Abschnitten der Transekte exponiert waren. Die durchschnittliche Abbaurate betrug auf den behandelten Flächen 0,95 ± 0,14, auf den Referenzflächen 0,86 ± 0,22 mg g^{-1} TS d^{-1} (Mittelwerte ± Std.abw.). Die gemähten Bestände wiesen demnach eine Tendenz zu höheren Abbauraten aus, die allerdings statistisch nicht gesicherten werden konnte (gepaarter t-Test: $\alpha = 0{,}107$, Wilcoxon-Test: $\alpha = 0{,}084$). Lokal begrenzte Unterschiede scheinen damit die Abbaurate stärker zu beeinflussen als das Röhrichtmanagement.

3.4 Verteilung von OS, N_t und P_t entlang uferquerer Transekte

Die Abb. 2 zeigt die Konzentrationsverhältnisse von OS, N_t und P_t in der 0–2,5 cm-Sedimentoberschicht entlang ufersenkrechter Transekte durch einen geschnittenen und einen ungeschnittenen Bestand für mehrere Jahrgänge. Das Sediment besteht aus schluffiger und sandiger Seekreide mit einer bis zu 10 cm mächtigen Schilftorfauflage. Der OS-Gehalt der Oberflächensedimente ist im seewärtigen Schilfrandbe-

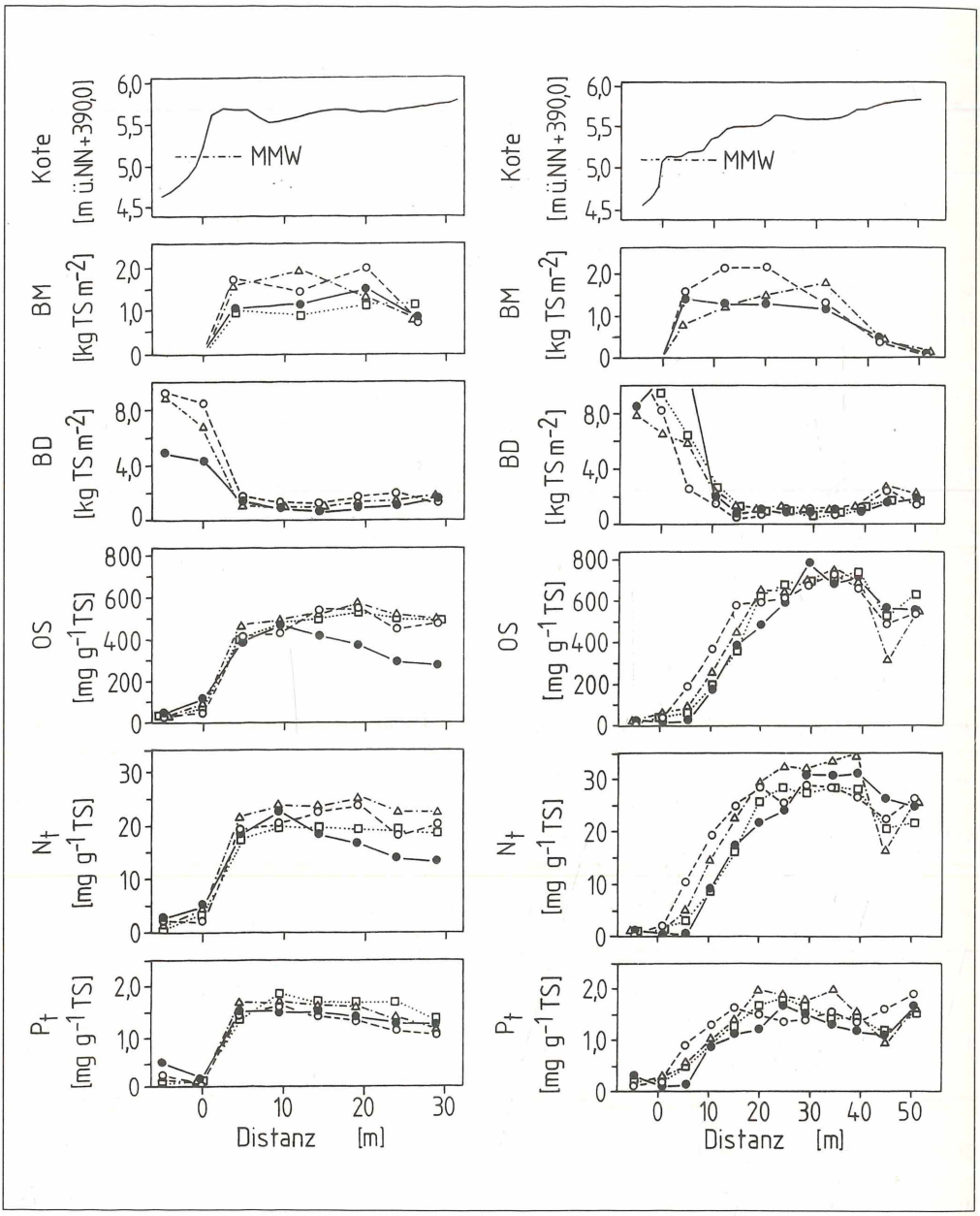

Abb. 2

Verteilung der Schilf-Biomasse (BM), der Trockensubstanzdichte (BD), der Organischen Substanz (OS), des Ges.-Stickstoffs (N_t) und des Ges.-Phosphors (P_t) entlang ufersenkrechter Transekte eines unbehandelten Referenzbestandes (links) und eines geschnittenen Bestandes (rechts); MMW = mittleres Mittelwasser (= 395, 09 m ü.NN), seewärtige Schilfgrenze bei 0 m, Symbole : ● – vor dem ersten Winterschnitt, ○, △, □ – nach dem ersten, zweiten, dritten Winterschnitt.

Fig. 2

Cross shore distribution of biomass production (*Phragmites* standing crop, BM), bulk density (BD), organic matter (OS), total nitrogen (N_t) and total phosphorus (P_t) along transects through an untreated reference stand (left) and through a winter harvested stand (right); symbols: filled circles – before the first winter harvesting, open circels, triangles and squares – after the first, second, and third winter harvesting operation; Kote – elevation a.s.l., MMW – mean water level, 0 m – lakeside reed front.

reich niedrig, erreicht aber im landwärtigen Abschnitt 600 bis 800 mg g^{-1} TS. Die Konzentrationen von N_t und P_t zeigen einen ähnlichen Verlauf, da N_t und P_t eng mit der OS korreliert sind:

$$[N_t] = 49{,}2 \times 10^{-3}\,[OS] - 10{,}63 \times 10^{-6}\,[OS]^2,\quad n = 81,\ R = 0{,}985 \qquad (1)$$

$$[P_t] = 4{,}87 \times 10^{-3}\,[OS] - 3{,}79 \times 10^{-6}\,[OS]^2,\quad n = 81,\ R = 0{,}935 \qquad (2)$$

Die Trockensubstanzdichte der Sedimente verhält sich spiegelbildlich zur OS-Konzentration, da die OS spezifisch leichter ist als Carbonatsande bzw. -schluffe, und weil die OS sehr quellfähig ist und einen hohen Wasseranteil aufweist. Für die Proben der hier dargestellten Transekte ergibt sich:

$$BD = 7{,}80 - 0{,}0116\,[OS],\quad n = 81,\ r = 0{,}833 \qquad (3)$$

3.5 OS- und Nährstoffbilanz der Sedimentoberschicht

Insgesamt 8 Transekte (5 gemähte und 3 unbehandelte Referenztransekte) wurden über einen Zeitraum von bis zu 4 Jahren untersucht. Der dabei erhaltene Datensatz wurde zu 5 Gruppen zusammengefaßt. Jede Gruppe bestand aus 23 bis 56 Datenpaaren, die mittels gepaartem t-Test auf Mittelwertunterschiede untersucht wurden. Jedes Datenpaar entspricht einer Probennahme vor und einer Probennahme nach einem bestimmten Mähereignis an der gleichen Position entlang des Transektes:

(1) U1/U2 Vergleich von Beständen, die im ersten Jahr (U1) und im darauffolgenden Jahr (U2) unbehandelt blieben: 6 Transektpaare mit insgesamt 56 Datenpaaren für BD, OS, N_t, P_t sowie *OS**, N_t* und P_t*

(2) U1/M1 Vergleich von Beständen, die im ersten Jahr der Beobachtung unbehandelt waren (U1), im darauffolgenden Winter gemäht wurden, und nach der sommerlichen Überflutungsperiode erneut beprobt wurden (M1): 4 Transektpaare mit 43 Datenpaaren

(3) U1/M2 unbehandelt im ersten Jahr (U1), gemäht in den beiden folgenden Wintern, und beprobt am Ende der Überflutungsperiode nach der zweiten Mahd (M2): 5 Transektpaare mit 56 Datenpaaren

(4) U1/M3 unbehandelt im ersten Jahr (U1), gemäht in den drei darauffolgenden Wintern, und beprobt am Ende der Überflutungsperiode nach der dritten Mahd (M3): 2 Transektpaare mit 23 Datenpaaren

(5) M/U1 gemäht in einem oder in zwei aufeinanderfolgenden Wintern, erste Beprobung am Ende der Überflutungsperiode nach der jeweils letzten Mahd (M), nicht behandelt im darauffolgenden Winter, und erneut beprobt am Ende der darauffolgenden Überschwemmungsperiode (U1): 4 Transektpaare mit 45 Datenpaaren

Die Ergebnisse sind in Tab. 2 zusammengefaßt:

Der Vergleich U1/U2 ergab nur in einem Fall eine signifikante Differenz, eine Konzentrationszunahme um +8,4% des ursprünglichen OS-Gehaltes von U1. Die meisten anderen Änderungen sind zwar ebenfalls positiv, aber nicht signifikant von Null verschieden.

Nach einer einmaligen Mahd (Vergleich U1/M1) sind die Änderungen der meisten Parameter wiederum nicht signifikant. ΔOS, der einzige signifikante Fall, ist mit +5,5% annähernd so groß wie beim Vergleich von U1/U2.

Erst, nachdem die Röhrichte zweimal hintereinander gemäht wurden (VergleichU1/M2), haben sich die meisten Parameter signifikant verändert. Die Trockensubstanzdichte nimmt um 26% zu. Dies geht mit einer Abnahme des OS-Gehaltes einher, da beide Parameter hochsignifikant miteinander korreliert sind:

$$U1:\ BD = 106{,}7\,[OS]^{-0{,}751},\ n = 53,\ r = 0{,}944 \qquad (4)$$

$$M2:\ BD = 104{,}0\,[OS]^{-0{,}732},\ n = 53,\ r = 0{,}871 \qquad (5)$$

Beide Regressionsgleichungen sind auf dem $\alpha = 0{,}05$–Niveau nicht signifikant verschieden. Somit dürfte die Abnahme der OS die wesentliche Ursache für die Zunahme der BD sein. Auch N_t und P_t nehmen deutlich ab, während N_t* und P_t* aufgrund der BD-Zunahme geringfügig ansteigen.

Nach dreimaliger Mahd (Vergleich U1/M3) folgen die meisten Konzentrationsdifferenzen dem gleichen abnehmenden Trend wie beim Vergleich U1/M2. Allerdings sind die Differenzen kleiner, und abgesehen von ΔP_t nicht signifikant. Die entsprechenden Mengen nehmen mit Ausnahme von P_t* zu.

Nach Beendigung der Management-Maßnahmen (Vergleich M/U1) steigt die OS-Konzentration wieder an, und parallel dazu sinkt die BD ab. P_t und P_t* nehmen zu, während N_t abnimmt. Einige der Veränderungen sind signifikant.

3.6 OS-unabhängige Veränderungen von N_t und P_t

Die N_t- und P_t-Konzentrationen sind eng mit der OS-Konzentration in den Sediment-Oberschichten korreliert (Regressionsmodell $[N_t]$ bzw. $[P_t] = a\,[OS] + b\,[OS]^2$, vgl. (1) und (2)). N_t- und P_t-Konzentrationsänderungen können also weitgehend durch entsprechende OS-Änderungen erklärt werden. Es stellte sich dennoch die Frage, ob es darüberhinaus auch OS-unabhängige Konzentrationsveränderungen gibt.

Tab. 2
Sedimentchemie geschnittener und unbehandelter Röhrichtflächen im Vergleich (0 – 2,5 cm-Schicht). Die Daten wurden zu den Paarungen U1/U2, ..., M/U1 zusammengefaßt (Einzelheiten s. Text); dargestellt sind mittlere prozentuale Differenzen [Ausgangswert = 100%] von Trockensubstanzdichte (BD), Organischer Substanz (OS, *OS), Ges-Stickstoff (N_t, N_t*) und Ges.-Phosphor (P_t, P_t*); n.s. – nicht signifikant, * - α < 0,05, ** - α < 0,01, *** - α < 0,001; gepaarter t-Test); die mit * gekennzeichneten Größen sind die m/v-Konzentrationen.**

Table 2
Sediment chemistry (0–2.5 cm sediment top layer) of experimental reed bed areas. Data are grouped to give the pairs U1/U2, ..., M/U1 (s. text for explanations). Mean percent differences in bulk density (BD), organic matter (OS, *OS), total nitrogen (N_t, N_t*), and total phosphorus (P_t, P_t*) are displayed together with symbols of significance (* - α < 0.05, ** - α < 0.01, *** - α < 0.001, paired t-test), signs +, - : increase or decrease compared to the initial value (= 100 %); m/v concentrations are labeled with an ' * '.**

	U1 / U2	U1 / M1	U1 / M2	U1 / M3	M / U1
BD	-3,6 % n.s.	-10,4 % n.s.	+25,7 % **	+4,3 % n.s.	-9,1 % (*)
OS	+8,4 % *	+5,5 % (*)	-16,2 % **	-4,3 % n.s.	+8,5 % **
*OS**	+0,8 % n.s.	+4,1 % n.s.	+4,3 % n.s.	+3,7 % n.s.	-12,5 % *
N_t	+5,6 % n.s.	+3,0 % n.s.	-13,6 % **	-9,0 % n.s.	-3,6 % n.s.
N_t*	-0,3 % n.s.	+2,7 % n.s.	+12,8 % *	+2,6 % n.s.	-14,6 % **
P_t	+3,7 % n.s.	-5,3 % n.s.	-23,3 % ***	-22,0 % (*)	+16,7 % ***
P_t*	+1,5 % n.s.	-6,4 % n.s.	+2,6 % n.s.	-17,5 % (*)	+7,7 % n.s.

Ohne solche OS-unabhängigen Effekte sollten die Koeffzienten a_1 und a_2 bzw. b_1 und b_2 der Probennahmen 1 (»vorher«) und 2 (»nachher«) nicht signifikant verschieden sein (H_0). Für jede der 5 Gruppen wurden die Koeffzienten a_1, a_2, b_1, und b_2 getrennt berechnet. H_0 wurde mit der Proc SYSLIN des Programmpaketes SAS 6.03 geprüft. Dabei wurden die Koeffizienten sowohl separat als auch simultan getestet.

Für das Paar U1/U2 ergaben sich keine signifikanten Unterschiede ($\alpha > 0{,}05$), weder für a, noch für b, noch für beide Koeffizienten zusammen. Es darf also angenommen werden, daß die Änderungen von N_t und P_t allein durch Änderungen der OS-Konzentration bedingt sind. Das gleiche gilt für U1/M1 bzw. U1/M2.

Erst nach dreimaliger Behandlung zeigen die Schnittflächen Unterschiede (Abb. 3): Bei gegebener OS-Konzentration ist die N_t-Konzentration leicht verringert ($\alpha = 0{,}02$), wobei dieser Trend besonders im landwärtigen Abschnitt der Röhrichte ausgeprägt ist. Für P_t ergibt sich ein ähnlicher Trend, der allerdings nur schwach signifikant ist ($\alpha = 0{,}066$). Somit sind die N_t-und P_t-Abnahmen um -9 bzw. -22% nicht allein durch die Abnahme des Gehaltes an OS um -13% bedingt, sondern es spielt darüberhinaus noch eine geringe N_t- und P_t-Verarmung der OS eine Rolle.

Geschnittenen Bestände, die ein Jahr lang unbehandelt geblieben waren (Vergleich M/U1), zeigen ebenfalls signifikant unterschiedliche $N_t = N_t(OS)$- bzw. $P_t = P_t(OS)$-Regressionen ($\alpha < 0{,}0001$, bzw. $\alpha < 0{,}05$). Die N_t-Konzentration ist bei gegebenem OS-Gehalt sowohl im landwärtigen als auch im seewärtigen Transektabschnitt niedriger, die P_t-Konzentrationen hingegen sind in beiden Abschnitten höher. Auch hier findet demnach eine OS-unabhängige Änderung der Nährstoffgehalte in der Sedimentoberschicht statt.

4 Diskussion

Auf den ersten Blick sollte die Unterbrechung des stetigen Eintrags von Schilfstreu in die Röhrichtsedimente durch Wintermahd zu einer raschen OS- und Nährstoffverarmung der Sedimentoberschicht führen, da nun die Streu-Nachlieferungsrate nicht mehr mit der Mineralisationsrate Schritt halten kann. Eine

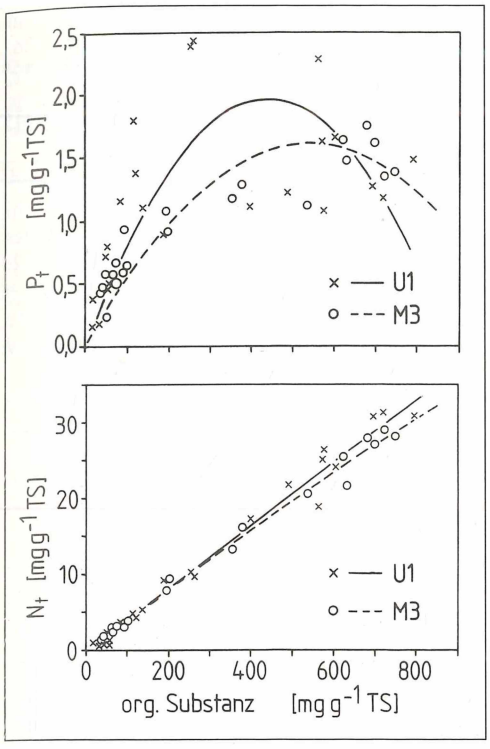

Abb. 3
Regressionskurven von $N_t = N_t(OS)$ und $P_t = P_t(OS)$ für die Paarung U1/M3 (unbehandelt/nach dem 3. Schnitt); Regressionsmodell $E\{N_t, P_t\} = a\,[OS] + b\,[OS]^2$ (weitere Erklärungen s. Text).

Fig. 3
Regression curves of $N_t = N_t(OS)$ and $P_t = P_t(OS)$ for the pair U1/M3 (untreated, after 3 mowing operations); the regression was $E\{N_t, P_t\} = a \times OS + b \times OS^2$ (s. text for explanations).

Schätzung der jährlich durch Mahd entfernbaren OS- und Nährstoffmengen (aufrechte Halme + Streu) zeigt jedoch, daß nur vergleichsweise geringe Mengen des theoretisch erfaßbaren Pools zur Disposition stehen, so daß nicht von vornherein mit statistisch sicherbaren Effekten gerechnet werden darf.

Vielmehr werden die OS- und Nährstoffkonzentrationen in der 0–2,5 cm- Sedimentoberschicht durch das Röhrichtmanagement zunächst nur undeutlich beeinflußt; das gleiche gilt für die in der Sedimentoberschicht gebundenen *OS**-, N_t*-, und P_t*-Mengen. Erst nach einer zwei- und dreimaligen Behandlung sinken die Konzentration von OS im Mittel um 4 bzw. 16% des Ausgangswertes, von N_t um 9 bzw. 14% und von P_t um 22 bzw. 23%. Wenn mehrfach geschnittene Röhrichte ein Jahr lang unbehandelt bleiben, nehmen die mittleren OS- und P_t-Konzentrationen wieder signifikant zu, nicht jedoch die von N_t. Dies liegt vermutlich daran, daß die neu hinzukommende Schilfstreu N-ärmer ist als die bereits teilweise abgebaute Schilfstreu (OSTENDORP 1992). Generell steigt mit abnehmendem OS-Gehalt die Trockensubstanzdichte des Sediments an, und damit auch die in der Sedimentoberschicht gebundenen OS- und Nährstoffmengen. Deshalb nehmen *OS**, N_t* und P_t* auch nach mehrjährigem Schnitt meist nicht ab.

Allerdings sollen an dieser Stelle die methodischen Schwierigkeiten nicht verschwiegen werden, die sich ergeben, wenn Jahr für Jahr eine gleichgut definierte Sedimentoberschicht beprobt werden soll. Durch die Wahl von gleichen Probennahmepunkte zur gleichen Jahreszeit (winterlicher Niedrigwasserstand) und durch die Vereinheitlichung der Probennahmetechnik wurde versucht, die Variabilität einzuschränken. Gleichwohl beeinflussen Faktoren wie Wassergehalt (in Abhängigkeit von der zum Zeitpunkt der Probennahme herrschenden Witterung), Auflagerung von Schilftorf und die standörtliche unterschiedliche Belastung des Substrats durch Mähfahrzeuge das Resultat, nämlich was als »0–2,5 cm-Sedimentoberschicht« aus den Stecherröhren entnommen werden kann. Diese Einflüsse könnten beispielsweise dafür verantwortlich sein, daß sich die Trockensubstanzdichte nach zweimaliger Mahd (U1/M2) signifikant verändert, nicht aber nach dreimaliger Mahd (U1/M3).

Die Nährstoffkonzentrationen sind gut mit OS korreliert, so daß die N_t- und P_t-Änderungen der Versuchspaarungen in ersten Linie auf Änderungen der OS-Konzentration zurückgeführt werden können. In einigen Fällen wird darüberhinaus eine OS-unabhängige Änderung von N_t bzw. P_t. sichtbar: Nach dreimaligem Schnitt verringern sich N_t und P_t OS-unabhängig. Offenbar enthält die refraktäre OS, die sich im Laufe der Mineralisation der Schilfstreu anreichert, weniger N und P als die mäßig zersetzte, noch stark mit Bakterien und Pilzen besiedelte Streu.

Bemerkenswerterweise verringert sich N_t auch nach Aussetzen der Schnittmaßnahmen OS-unabhängig; hier spielt vermutlich der Eintrag von abgestorbenem Schilfmaterial eine Rolle, das mit rd. 4 mg $N_t\,g^{-1}$ aschefreie TS wesentlich N-ärmer ist als die OS der Sedimentoberschicht (ca. 35–40 mg $N_t\,g^{-1}$ aschefreie TS). Warum es allerdings parallel dazu zu einer signifikanten Anreicherung von P_t kommt, muß einstweilen offen bleiben.

Wassertemperatur, Sauerstoff-Sättigung und Nährstoff-Versorgung zählen zu den wesentlichen Faktoren, die die Abbaurate der *Phragmites*-Streu, und damit die OS- und Nährstoffbilanz der Sedimentoberschicht beeinflussen. Die Schilfsubstanz ist an Nährstoffen verarmt, und besteht im wesentlichen aus refraktärer OS (Zellulose, Lignin) (RODEWALD-RUDESCU 1974, TOTH & SZABO 1958), so daß der Abbau

des Stengelmaterials etwa 10- bis 50-mal langsamer vor sich geht als die Zersetzung der Streu submerser Makrophyten (WEBSTER & BENFIELD 1986). Geringe Unterschiede der physikalischen und chemischen Bedingungen im SKW geschnittener und unbehandelter Bestände könnten daher die jeweiligen Abbauraten beeinflussen. In vielen Fällen wurden signifikante Unterschiede, beispielsweise des O_2-Gehaltes und der Nährstoffkonzentrationen gefunden, die allerdings bald ein positives, bald ein negatives Vorzeichen trugen. Ähnliches gilt auch für die Abbauraten, die auf Schnittflächen geringfügig, aber nicht signifikant höher waren. Vergleichbare Ergebnisse erzielten BENGTSSON & al. (1983) (zit. in HANSSON & GRANELI 1984, S. 135). Offenbar spielen andere Faktoren, etwa Mikrotopographie, Feuchtigkeit der Streu im Herbst und Frühjahr u.a. eine größere Rolle als die Schnittbehandlung.

Während die *Phragmites*-Bestände selbst auf Winterschnitt mit einer sofortigen Veränderung ihrer Bestandsstruktur und ihrer Empfindlichkeit gegenüber mechanischen Stressoren reagieren (OSTENDORP 1995), zeigen die chemischen Verhältnisse des SKW und der Sedimentoberschicht eine verzögerte Antwort, die bestenfalls erst dann augenfällig wird, wenn mehrmals hintereinander geschnitten wurde. Das Sediment/Sedimentkontaktwasser-System der geschlossenen Seeuferröhrichte scheint ein gut gegenüber äußeren Eingriffen gepuffertes System zu sein, das sich nur langsam aushagern läßt. Zwei Ursachen spielen hier eine wesentliche Rolle: Zum ersten, daß die jährlich erzeugte und absterbende Halmbiomasse im Mittel nur etwa 14% des durch Mahd und Brand erfaßbaren OS-Pools ausmacht (vgl. Abschn. 3.1), zum zweiten der überaus langsame Abbau der Röhrichtstreu.

Abgesehen von diesen eher negativen Resultaten dürfte zukünftig ein wesentliches Motiv zur Durchführung derartiger Aushagerungsversuche entfallen: die Eutrophierung des Sees. Nachdem noch Anfang der achtziger Jahre die P_{gel}-Konzentrationen im Freiwasser 80–100 mg m^{-3} (Vollzirkulationswerte) betragen hatten, sanken sie dank intensiver Gewässerschutzbemühungen ein Jahrzehnt später auf rd. 50–60 mg m^{-3}. Gefolgt wurde dieser Trend von augenscheinlich verringerten Makrophytenanschwemmungen im Schilfrandbereich. Dies mag dazu beigetragen haben, daß sich die Schilfbestände seit einigen Jahren wieder seewärts ausbreiten (OSTENDORP & al. 1996), womit die Gefahr des »Schilfsterbens« vorerst gebannt zu sein scheint.

6 Literatur

HANSSON, L.A. & W. GRANELI, 1984: Effects of winter harvest on water and sediment chemistry in a stand of reed (*Phragmites australis*). – Hydrobiologia 112: 131–136.

KLÖTZLI, F. & S. ZÜST, 1973: Nitrogen regime in reed beds. – Pol. Arch. Hydrobiol. 20: 131–136.

LUFT, G., VAN DEN EERTWEGH, G. & H. VIESER, 1990: Veränderung der Bodensee-Wasserstände von 1887 bis 1987. – Handbuch Hydrologie Baden-Württemberg 6.2: 1–77 + Anlagen i.Anh.

MEISSNER, P. & W. OSTENDORP, 1988: Ein Strömungsmodell der temperaturinduzierten Dichteströmung in geschlossenen Uferröhrichten des Bodensee-Untersees. – Arch. Hydrobiol. 112: 433–448.

OSTENDORP, W., 1989: 'Die-back' od reeds in Europe – a critical review of literature. – Aquatic Botany 35: 5–26.

OSTENDORP, W., 1991: Die Ursachen des Röhrichtrückgangs am Bodensee-Untersee. – Carolinea 48: 85–102.

OSTENDORP, W., 1992: Sedimente und Sedimentbildung in Seeuferröhrichten des Bodensee-Untersees. – Limnologica 22: 16–33.

OSTENDORP, W., 1995: Effect of management on the mechanical resistance of lakeside reeds in Lake Constance. – Acta Oecologia16: 277–294.

OSTENDORP, W., STARK, H., KRUMSCHEID-PLANKERT, P. & A. PIER, 1996: Dynamics and restoration of lakeside reedbelts in a prealpine lake (Lake Constance, Germany). – Proc. Ecohydraulics 2000, June 1996, Québec, Can., B753–B765.

RODEWALD-RUDESCU, L., 1974: Das Schilfrohr. – Die Binnengewässer 27: VI+302 S. Stuttgart

SCHRÖDER, R., 1973: Die Freisetzung von Pflanzennährstoffen im Schilfgebiet und ihr Transport in das Freiwasser am Beispiel des Bodensee-Untersees. – Arch. Hydrobiol. 71: 145–158.

SCHRÖDER, R., 1987: Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 76: 53–99.

TOTH, L. & E. SZABO, 1958: Über die chemische Zusammensetzung verschiedener Schilfproben vom Balaton-See. – Ann. Biol. Tihany 25: 363–374.

WEBSTER, J.R. & E.F BENFIELD, 1986: Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. – Ann. Rev. Ecol. Syst. 17: 567–594.

Adresse

PD Dr. Wolfgang Ostendorp
Botanisches Institut
Universität Greifswald
Grimmer Str. 88
D-17487 Greifswald

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie

Jahr/Year: 1996

Band/Volume: 27_1996

Autor(en)/Author(s): Ostendorp Wolfgang

Artikel/Article: Auswirkungen von Wintermahd auf den Nährstoffhaushalt von Seeuferröhrichten des Bodensee-Untersees 227-234