

**Arbeitsgemeinschaft
Gesamtkonzept Neusiedler See**

I.

**ZUR FREISETZUNG VON NÄHRSTOFFEN AUS DEM LITTER
VON PHRAGMITES AUSTRALIS IM SCHILFGÜRTEL
DES NEUSIEDLER SEES**

Mag. Peter HIETZ

und

Univ. Prof. Dr. Rudolf MAIER

Dr. Helmuth SIEGHARDT

Anschrift:

Institut für Pflanzenphysiologie der Univ. Wien, Althanstr. 14, 1090 Wien

Abschluß: 1989

Finanzierung: BMWF über AGN

Bekannt ist, daß der Neusiedlersee durch Zufuhr von Mineralstoffen stark belastet ist (METZ, 1985; HAMMER, 1985). MALISSA et al. (1985) schätzen den atmosphärischen Eintrag auf 7,7 t Phosphor und 400 t Stickstoff/Jahr. STALZER et al. (1985) beziffern den oberirdischen Zufluß auf 545 t N und 72 t P/Jahr, wovon 160 bzw. 13 t aus Abwasseranlagen stammen, während der Rest vor allem aus den umliegenden Landwirtschaftsgebieten diffus eingeschwemmt wird.

Dieser Eutrophierung wirkt der etwa 170 km² deckende Pflanzenbestand des Neusiedler Sees zunächst durch Nährstoffentzug entgegen. In erster Linie ist es das Schilf, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., das mit sehr hoher Biomasseproduktion in weiten Teilen fast als Monokultur auftritt. SIEGHARDT & MAIER (1985) schätzen die oberirdische Produktion je nach Standort auf 9 bis 22 t/ha/a. Der aus wirtschaftlichen Aspekten durchgeführte Schilfschnitt und Abtransport der Phytomasse bewirkt zwar grundsätzlich eine Abnahme des Nährstoffgehaltes im Seeökosystem, die für die Nährstoffentlastung des Sees umso bedeutender wäre, je zeitiger in der Vegetationsperiode Grünschilf zum Schnitt käme (doch sprechen gewichtige Gründe dagegen, s. SIEGHARDT & MAIER, 1985). Schilfschnitt ist jedoch weniger effektiv, wenn er wie üblich im Winter erfolgt, da schon ab dem Sommer u.a. die Nährstoffe in die unterirdischen Speicherorgane, die Rhizome, verfrachtet werden. Bei Unterbleiben des Schilfschnittes werden die in der Nekromasse enthaltenen Nährstoffe im Laufe der Zersetzung des Litters wieder mineralisiert und stehen damit neuerlich dem System und dem Schilf zur Verfügung.

Bislang fehlen Untersuchungen, die diesen Weg des Nährstoffkreislaufes und seinen zeitlichen Verlauf im Schilfgürtel zum Inhalt haben. Ziel der vorliegenden Studie ist es daher, die Abbaurate der Nekromasse von Schilf und die Freisetzung an Nährstoffen aus dem Litter zu verfolgen.

2. Methodik

Zur Untersuchung von Abbauraten im Freiland wird meist die Litter-bag-Methode (BOCOCK & GILBERT, 1957; BOCOCC et al., 1960) angewendet. Dabei werden gewogene Mengen an totem Pflanzenmaterial in kleine Gasesäcke eingenäht, am Standort exponiert und nach einigen Monaten bis Jahren eingesammelt und der Gewichtsverlust bestimmt. Die Maschenweite der Gasesäcke ist von entscheidender Bedeutung, da zu enge Maschen die am Abbau beteiligte Fauna ausschließen, bei zu weiten aber fragmentierter Litter verloren gehen kann. Andere Effekte, die in Untersuchungen am Land ergebnisbeeinflussend sein können, z.B. der unterschiedliche Feuchtigkeitsgehalt in den Probesäcken gegenüber dem Laub am Waldboden (WITKAMP & OLSON, 1963), stellen im Wasser kein Problem dar. In der vorliegenden Studie wurden Probensäcke mit 70 µm (Siebdruckgitter aus Polyester) und 5 mm Maschenweite verwendet. Dabei stellte sich heraus, daß die Schilfblätter auch nach zwei Jahren in grobmaschigen Säcken kaum so fragmentiert waren, daß dadurch ein unkontrollierter Verlust zu befürchten gewesen wäre. Andererseits war es aber möglich, durch einen Vergleich der Abbauraten bei zwei Maschenweiten den Einfluß der Makro- und Mesofauna auf den Abbau des Litters abzuschätzen (CROSSLEY & HÖGLUND, 1962; EDWARDS & HEATH, 1963; MASON & BRYANT, 1975).

Da die toten Halme noch längere Zeit stehen bleiben und dabei völlig anderen Bedingungen ausgesetzt sind, erschien es sinnvoll, auch den Abbau von Litter über Wasser zu untersuchen.

Am 11. Nov. 1987 wurden tote Blätter und diesjährige Halme am Steg 3 des Purbacher Kanals, ca. 1.5 km vom seeseitigen Schilfrand gesammelt (entspricht Erntegebiet 2 in SIEGHARDT & MAIER, 1985) und im Labor zum Trocknen an der Luft ausgelegt. Im Ofen zu trocknen ist nicht empfehlenswert, da dies chemische Veränderungen und damit Einfluß auf den Tierfraß (DUN-

GER, 1958) und das „Leaching“ (HARRISON & MANN, 1975) haben kann. Je 4.5 bis 5.5 g der luftgetrockneten Schilfblätter und 7.5 bis 8.5 g der Halme wurden in die Gazesäcke eingewogen und mit einer in ein Aluminiumplättchen eingestanzten Markierung versehen. Am 26. Nov. wurden alle Proben, mit Nylonfäden an Metallstangen festgebunden, am Entnahmeort (Steg 3) ins Wasser, unmittelbar auf der Matte aus abgestorbenem Schilf, ausgebracht.

In Abständen von anfangs einem und später mehreren Monaten wurden von jedem Probentyp (Halme — Blätter, ober — unter Wasser, grobes — feines Gewebe) drei Säcke eingeholt und im Labor gründlich mit Leitungswasser und kurz mit entionisiertem Wasser behandelt. Durch das Waschen vor dem Trocknen sollte verhindert werden, daß Verunreinigungen durch Sediment, aber auch durch Tiere, die Gewichtsbestimmung und vor allem die Nährstoffanalysen stören. Nicht gewaschen wurden über Wasser exponierte Proben, da hier eine Verunreinigung nicht problematisch erscheint.

Danach wurden die Proben nur mehr mit Plastikhandschuhen gehandhabt, um eine Kontamination mit Na zu vermeiden.

Die bei 90° C getrockneten Proben wurden gewogen und, jeweils die Proben eines Typs vereinigend, in einer Probenmühle (Cyclotec 1093 Sample Mill) auf unter 0.5 mm gemahlen.

Der Aschengehalt wurde durch vierstündiges Verbrennen bei 550° C im Muffelofen bestimmt.

Zur Stickstoffbestimmung wurden ca. 0.5 g Trockensubstanz mit einem Se-Katalysator in H_2SO_4 aufgeschlossen und der Kjeldahl-N (ohne NO_3) durch Destillation und anschließender Titration des aufgefangenen NH_4 bestimmt.

Die anderen Elemente wurden im Filtrat von 1 N heißer HCl gemessen, P photometrisch durch Färbung mit NH_4 -Molybdat, K, Ca, Mg, Na und Fe im Atomabsorptionsphotometer.

Die Veraschung, N-Bestimmung und HCl-Extraktion mit anschließender Elementbestimmung wurden mit zwei Wiederholungen pro Probe durchgeführt, und die Bestimmung wiederholt, wenn sie mehr als ein toleriertes Maß voneinander abwichen.

3. Ergebnisse

3.1. Abbau des Litters

Nach knapp zwei Jahren bleiben von den in grobmaschigen Säcken ausgelegten Blättern noch ca. 37% und von den Halmen 65% des Trockengewichtes. Der Abbau in den feinmaschigen Säcken unterscheidet sich davon in den ersten Monaten praktisch nicht, was auch wenig wahrscheinlich wäre, da die Aktivität der Fauna in der ersten Phase des Versuches, die ja in die kalte Jahreszeit fiel (Beginn im November), sicher stark herabgesetzt war. Nach zwei Jahren ist der Abbau von Blättern 10% und der von Halmen ca. 25% in fein- gegenüber grobmaschigen Säcken niedriger, der Einfluß der Makrofauna macht sich also im Laufe der Zeit bemerkbar (*Abb. 1*).

Über Wasser ist die Abbaurate stark verringert, da lösliche Stoffe nur durch das Regenwasser ausgewaschen werden können, die Mikroorganismen in der trockenen Luft sehr ungünstige Wachstumsbedingungen vorfinden und nur wenige Evertebraten trockenes Schilf verwerten (*Abb. 1*).

Der Abbau von Blättern über Wasser dürfte wenig bedeutungsvoll sein, da praktisch alle abgestorbenen Blätter im Herbst oder Winter ins Wasser fallen. Anders verhalten sich tote Halme, die z.T. über mehrere Jahre als „standing dead“ über Wasser bleiben und für die bei der Berechnung der Nährstofffreisetzung die unterschiedliche Abbaurate berücksichtigt werden muß.

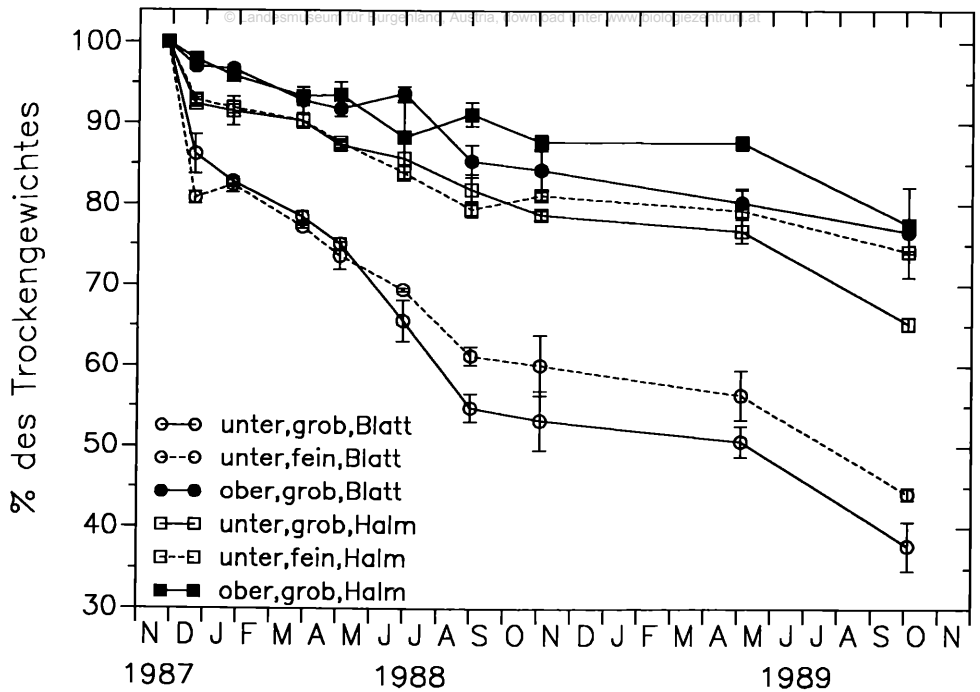


Abb. 1: Abbau des Blatt- und Halmlitters von *Phragmites* im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Versuchsbeginn November 1987. unter/ober: Blätter bzw. Halme unter/ober Wasser; grob/fein: grob- bzw. feinmaschige Gazesäcke.

Der Aschengehalt (Abb. 2) ist in den toten Blättern etwa doppelt so hoch wie in den Halmen und nimmt bei dem im Wasser liegenden Material anfangs sehr rasch und später langsamer ab, sodaß er nach zwei Jahren ca. 1% in Halmen und 2.5% in Blättern beträgt. Da praktisch kein Unterschied zwischen grob- und feinmaschigen Säcken besteht und die Werte nach einem Jahr ziemlich konstant sind, ist anzunehmen, daß durch das Waschen bei der Probenvorbereitung für die Analysen (s. Mat. u. Meth.) der größte Teil der Verunreinigungen durch aschenreiches Sediment entfernt wurde. Der Aschengehalt der Proben über Wasser ändert sich nur unwesentlich, da zur Auswaschung von Mineralstoffen allein Regenwasser in Frage kommt.

3.2. Nährstoff- bzw. Mineralstoffgehalte

Die Anfangsnährstoffgehalte der toten Blätter und Halme sind in Tabelle 1 wiedergegeben. N, P, Ca, Mg und Fe sind in Blättern konzentrierter, während der Gehalt an Na in Halmen höher ist. Der Unterschied bei K ist eher gering.

	N	P	K	Na	Ca	Mg	Fe
Blätter	0.91	0.050	3634	1038	9036	2464	122
Halme	0.41	0.045	3868	1677	804	732	68

Tab. 1. Nährstoff- bzw. Mineralstoffkonzentrationen in totem Schilf am 11. Nov. 1987. Konzentrationen von N und P in %, Kationen in ppm.

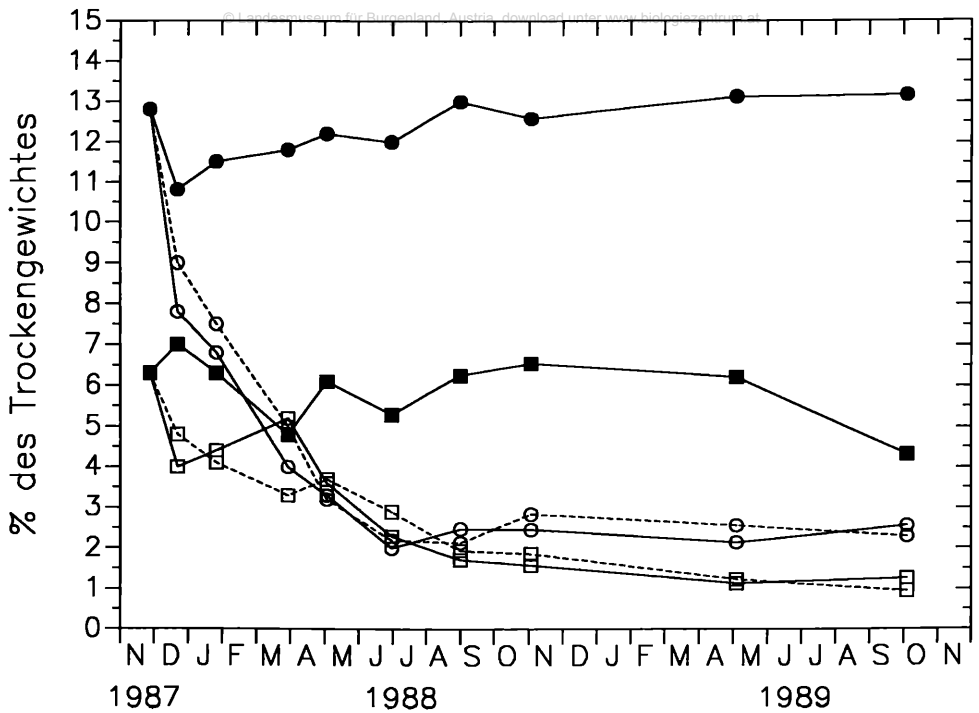


Abb. 2: Aschengehalt des Blatt- und Halmlitters von *Phragmites*. Versuchsbeginn November 1987. Symbole wie in Abb. 1.

3.2.1. Stickstoff

Der N-Gehalt, der vorläufig nur von den ersten acht Monaten des Versuches vorliegt, zeigt im Blattlitter unter Wasser Werte um 1%, die im Jahresgang leicht unterschritten, gleichbedeutend mit Abgabe von N, nach einem Jahr aber über den Ausgangswert ansteigen (Abb. 3). Am auffallendsten ist die Zunahme des N-Gehaltes bei Blattlitter über Wasser (Abb. 4). Der deutlich niedrigere N-Gehalt im Halmlitter, im Bereich um 0,4%, weist ebenfalls eine Jahreskurve auf, die durch Fallen (bis gegen 0,2%) und Ansteigen gekennzeichnet ist (Abb. 3 u. 4).

3.2.2. Phosphor

P zeigt bei allen Proben unter Wasser anfangs, daher hauptsächlich rückführbar auf Auswaschungsvorgänge, ein deutliches Abfallen der Jahreskurve. Bleibt der P-Gehalt bei den Halmen unter den Ausgangswerten, erkennt man beim Blatt einen allmählichen Anstieg, der sogar den Ausgangswert überschreiten kann (Abb. 3). In den Blatt- und Halmproben über Wasser ist kein anfängliches Auswaschen von Phosphor bemerkbar (Abb. 4 u. 6).

3.2.3. Kalium und Natrium

Die Jahreskurve beider Alkalimetalle fällt im ersten Monat sehr stark; die Elemente werden also entsprechend ausgewaschen, Na auf etwa 1/10 des Anfangsgehaltes, K auf 1/20 oder noch weniger. Dann steigt die Konzentration bei K wenig, bei Na deutlich an (Abb. 3 u. 5). Die Abnahme der beiden Elemente ist bei Proben über Wasser stark verzögert (Abb. 3 u. 6), die Auswaschung ist ja hier nicht ständig im Gange, sondern ist von den Niederschlagsereignissen abhängig.

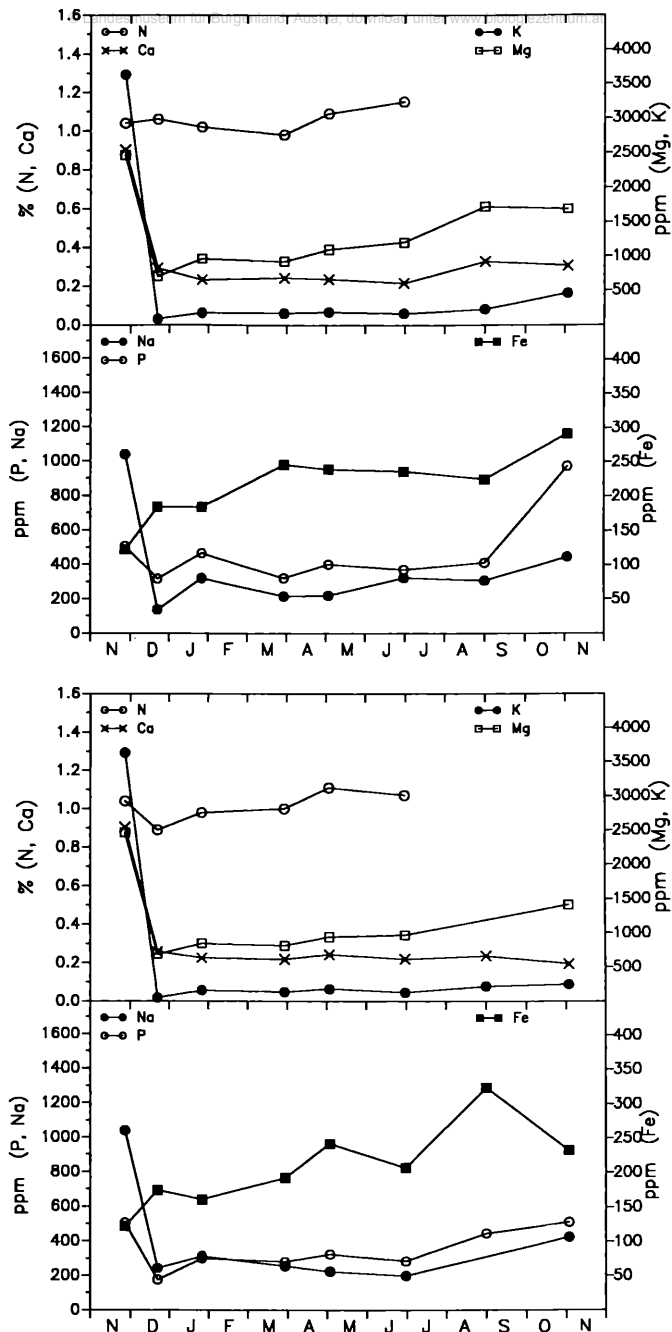


Abb. 3: Nährstoff- bzw. Mineralstoffgehalte im Verlauf des Litterabbaus: Blätter von *Phragmites* unter Wasser in grob- (oben) und feinmaschigen Gazesäcken (unten). Versuchszeit: November 1987 — November 1988.

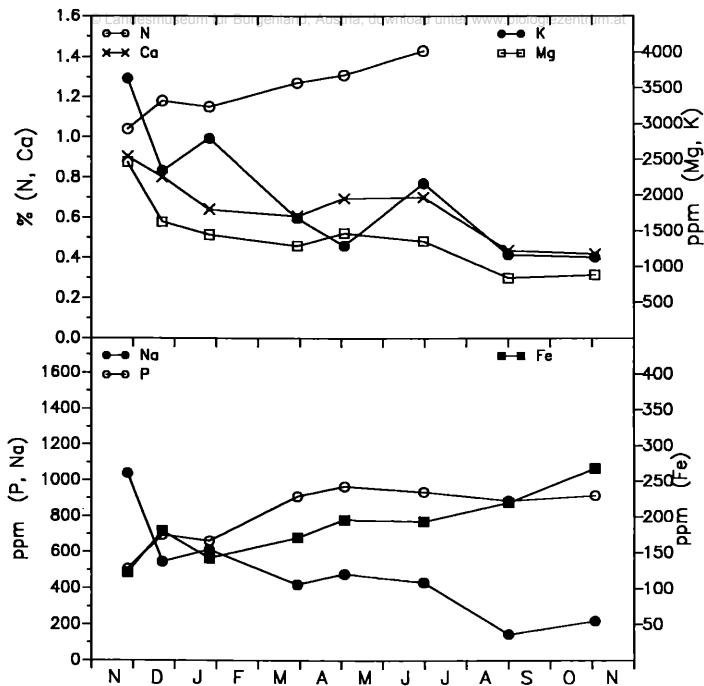


Abb. 4: Nährstoff- bzw. Mineralstoffgehalte im Verlauf des Litterabbaus: Blätter von *Phragmites* ober Wasser in groben Gasesäcken. Versuchszeit: November 1987 — November 1988.

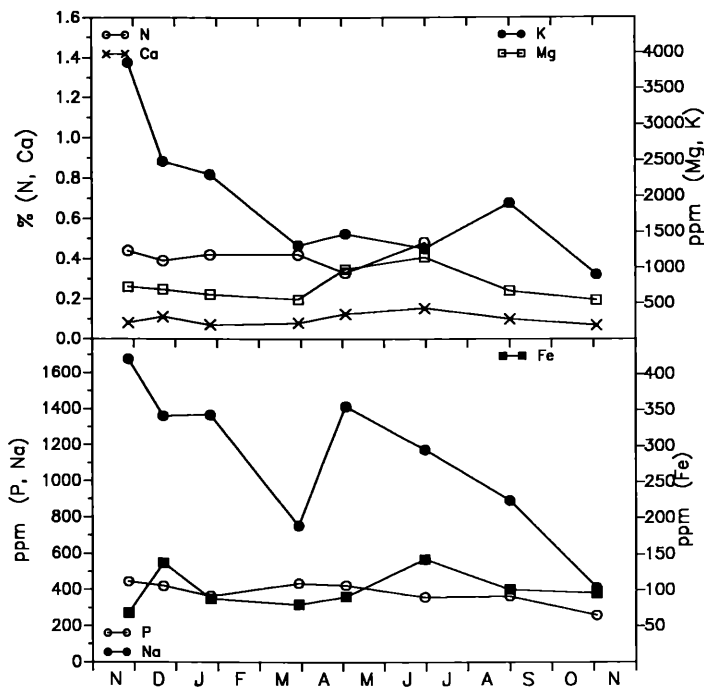


Abb. 6: Nährstoff- bzw. Mineralstoffgehalte im Verlauf des Litterabbaus: Blätter von *Phragmites* ober Wasser in groben Gasesäcken. Versuchszeit: November 1987 — November 1988.

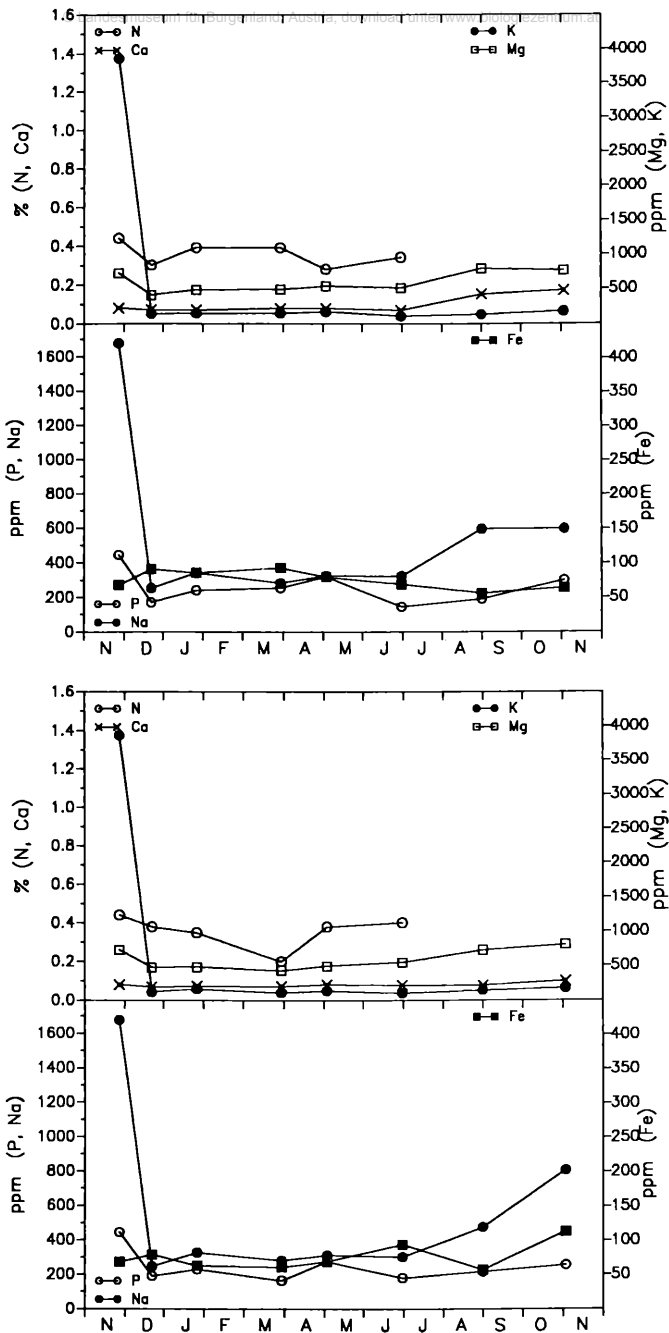


Abb. 5: Nährstoff- bzw. Mineralstoffgehalte im Verlauf des Litterabbaus: Halme von *Phragmites* unter Wasser in grob- (oben) und feinmaschigen Gazesäcken (unten). Versuchszeit: November 1987 — November 1988.

Die Erdalkalielemente werden gegenüber K und Na anfangs weniger freigesetzt, Mg sinkt in Blättern auf etwa 1/4, in Halmen, allerdings bei wesentlich niedrigeren Gehalten, auf nicht einmal die Hälfte, Ca sinkt auf 1/4 in Blättern und praktisch nicht in Halmen. Wie bei K und Na steigt die Konzentration im Laufe der Zeit, bei Mg stärker als bei Ca (*Abb. 3 u. 5*). Proben über Wasser zeigen kein rasches, sondern ein allmähliches Fallen der Jahreskurve beim Blattlitter, wohl aufgrund der niedrigen Gehalte ist dies beim Halmlitter nicht erkennbar (*Abb. 4 u. 6*).

3.2.5. Eisen

Fe schließlich, das im Ausgangsmaterial in der geringsten Konzentration vorliegt, wird auch anfangs nicht freigesetzt, sondern, wie zumindest beim Blattlitter gut erkennbar (*Abb. 3 u. 4*), stetig angereichert.

3.2.6. Kalkulation der Nährstofffreisetzung

Zur Berechnung des Nährstoffgehaltes pro Flächeneinheit und der absoluten Menge an freigesetzten Nährstoffen im Schilfbestand werden Produktionsdaten von Halm- und Blattgewichten des Schilfes, die von Mai bis Oktober an 8 Ernteterminen 1982 ermittelt wurden, verwendet (AGN-Bericht, 1982). Am 13. Oktober betrug das Trockengewicht der 1982 zugewachsenen Schilfhalm 539 g, das der Schilfblätter 98 g/m², wobei die lebenden Halme max. 38% der gesamten Halme (lebende und tote) ausmachten. Nimmt man diesen Wert als Mittel über mehrere Jahre an, so brechen innerhalb eines Jahres 38% der stehenden Schilfhalm nieder.

Bringt man dies mit den Nährstoffgehalten des abgestorbenen Schilfes vom Herbst 1987 in Verbindung, so ergeben sich die in Tabelle 2 für den 26. 11. 1987 ausgewiesenen Nährstoffmengen/m² im standing dead.

Vereinfachend wurde nun angenommen, daß zur Zeit des Ausbringens der Proben am 26. Nov. 1987 alle Blätter der Schilfpflanze ebenfalls ins Wasser gefallen sind und 38% der Halme im Wasser liegen. Tatsächlich fallen die meisten Blätter Ende Herbst bis Anfang Winter, der Großteil der Halme, die im ersten Jahr zusammenbrechen, während des Winters.

Aus den Elementkonzentrationen und dem Abbaugrad des Litters in grobmaschigen Säcken ergeben sich damit nach einem und nach zwölf (bzw. sieben für Stickstoff) Monaten Abbau die für den 21. 12. 1987 und 02. 11. 1988 in Tabelle 2 wiedergegebenen Nährstoffmengen im Litter:

	N	P	K	Na	Ca	Mg	Fe
Blätter unter Wasser							
26.11.87	891	49	356	102	884	241	11.9
21.12.87	826	27	73	12	231	60	15.5
02.11.88	589	51	24	23	160	88	15.2
Halme ober Wasser							
26.11.87	2209	240	2084	904	433	394	36.6
21.12.87	1176	137	813	445	360	228	45.1
02.11.88	1320	76	266	121	201	160	28.1
Halme unter Wasser							
26.11.87							
21.12.87	549	32	27	48	133	77	17.2
02.11.87	532	48	29	96	275	124	10.4

26.11.87	3100	289	2440	1006	1317	635	48.5
21.12.87	2551	196	913	505	724	365	77.8
02.11.88	2441	175	319	240	636	372	53.7
Nov. 1987 — Nov. 1988	659	114	2121	766	681	263	—5.2

Tab. 2. Nährstoff- bzw. Mineralstoffmengen in mg/m². Bei N steht der Wert des dritten Termins nicht für 02.11.1988 sondern für 29.06.1988.

Die in diesem Jahr aus Blättern und Halmen des Schilfes freigesetzte bzw. bei Fe gebundene Nährstoffmenge weist die letzte Spalte der Tabelle 2 aus; sie gibt die Differenz zwischen November 1987 und November 1988 an, positive Werte bedeuten Nettofreisetzung, negative Nettofixierung bzw. Adsorption von Nährstoffen.

Vergleicht man die Rate der Freisetzung der einzelnen Nähr- bzw. Mineralstoffe aus Halmen und Blättern unter Wasser, so ergibt sich bei Blättern folgende Reihung von K (am schnellsten) zu Fe (am langsamsten freigesetzt): K > Ca > Na > Mg > N > P > Fe. Für Halme ergibt sich: K >> Na > P > N > Fe > Mg > Ca.

4. Diskussion

Der Abbau von organischer Substanz wird durch mehrere Parameter, abiotischer und biologischer Art, gesteuert. Rein physikalisch-chemisch ist die Auswaschung von löslichen organischen Substanzen und Nährstoffen. Vor allem dieses Leaching dürfte für die starke Gewichtsabnahme im ersten Monat verantwortlich sein (*Abb. 1*). HARRISON & MANN (1975) stellten bei Laborversuchen mit dem Seegras *Zostera marina* in den ersten 20 Tagen eine Gewichtsabnahme von 4—21% des Anfangsgewichtes im sterilisierten Litter fest. Gegenüber nicht sterilem Material (Inkubierung in Seewasser bei 20°C) entsprach dieser Verlust ca. 82% bei 100°C-Trocknung bzw. ca. 65% bei nicht ofengetrocknetem Material. Dies zeigt, daß dem Leaching in den ersten Wochen ein überwiegender Anteil am anhand des Gewichtsverlustes gemessenen Abbau zukommt.

Im Laufe der Zeit kommt es zu einer Besiedlung des Litters mit Mikroorganismen, die organische Substanz abbauen und zur Energiegewinnung nützen. Dabei ist zu bedenken, daß der Litter nicht homogener Zusammensetzung ist und daher verschieden spezialisierte Mikroorganismen (z.B. Zellulose- und Ligninzersetzer) zu seinem Abbau nötig sind. Dadurch, daß manche Substanzen wie Peptide, Fette, nicht strukturgebundene Kohlenhydrate, relativ leicht und andere wie Zellulose, Lignin, Wachse, schwer abbaubar sind, wird sich einerseits die Zusammensetzung im Laufe der Zeit verschieben und sich andererseits der Abbau durch die relative Anreicherung weniger gut zersetzbarer Stoffe zunehmend verlangsamen.

Der Litterfauna kommt eine wesentliche Bedeutung am Abbau zu, da sie sich einerseits von Mikroorganismen ernährt und andererseits durch Abgrasen des Aufwuchses und Ingestion von Litter dessen Oberfläche vergrößert, die Partikel zerkleinert und so wieder die Besiedlung durch Mikroorganismen fördert (CRUZ MENDEZ, 1987).

Die biologische Aktivität von Mikroorganismen und der Fauna wird stark durch die Temperatur bestimmt, sodaß sich im Winterhalbjahr eine deutliche Verflachung der Abbaukurve gegenüber dem Sommer ergibt (*Abb. 1*).

Nicht nur das Trockengewicht des Litters verringert sich, auch die Konzentration einiger Nähr- bzw. Mineralstoffgehalte sinkt anfangs durch Leaching stark ab (*Abb. 3—6*). Dabei ist bei den Kationen festzustellen, daß einwertige (K, Na) wesentlich stärker als zweiwertige (Ca, Mg) ausgewaschen werden und dreiwertige (Fe) gar nicht. Dies ist mit einfachen Ionenaustauschvor-

gängen erklärbar, aufgrund derer höher geladene Ionen stärker als schwach geladene adsorbiert werden. Wenn nach der Leachingphase der Nährstoffgehalt wieder zunimmt, so kann dies einerseits darauf zurückzuführen sein, daß das organische Material schneller abgebaut wird als Nährstoffe freigesetzt werden oder andererseits, daß durch die sich ändernde chemische Zusammensetzung des Materials die Bedingungen für die Adsorption verändert werden, etwa indem mehr Austauschplätze frei werden. Zudem wäre eine Aufnahme durch die Mikroorganismen des Aufwuchses möglich, doch bleibt dieser Effekt vermutlich gering, da diese die Nährstoffe wesentlich weniger aus dem Litter anreichern müssen als etwa Stickstoff.

Stickstoff und Phosphor verhalten sich anders. Erstens liegen sie in anorganischer Form größtenteils als Anionen vor, für die es in der Zellwand keine Austauschplätze gibt. Zweitens liegen sie in der Zelle zum Großteil in organischer und N in reduzierter Form vor, können also nur als niedermolekulare organische Verbindungen ausgewaschen (z.B. Aminosäuren, Nucleotide) oder nach der Zersetzung von organischen Makromolekülen freigesetzt werden. Drittens werden sie von Pflanzen und Mikroorganismen in entsprechender Menge aufgenommen und nicht ins Medium abgegeben. Während die Freisetzung von Phosphat und Stickstoff auf Leaching und eventuell Zerlegung von leicht mikrobiell abbaubaren organischen Molekülen zurückzuführen sein wird, dürfte die Anreicherung (Immobilisierung) durch Aufnahme der Nährstoffe von Mikroorganismen bedingt sein (CRUZ de la & GABRIEL, 1974), da ja deren Gehalte bei der gewählten Probenverarbeitung im Ergebnis aufscheinen. Diese müssen z.B. den Stickstoff, bei ihrem sehr niedrigen C/N-Verhältnis (ca. 4 — 5) aus dem Litter (C/N ca. 50) stark anreichern, um ihre eigene Biomasse aufzubauen.

Zur Kalkulation der Nährstofffreisetzung in Tabelle 2: Der Schilfgürtel ist, so homogen er von weitem wirken mag, vor allem was Dichte und Produktion des Schilfes betrifft, sehr heterogen (CSAPLOVICS, 1982; SIEGHARDT & MAIER, 1985). Das Verhältnis von lebendem zu totem stehendem Schilf ist sicher variabel und hängt z.B. auch vom Zeitpunkt der letzten Schilfernte bzw. des Abbrennens von Schilfbeständen ab. Schließlich ist zu bedenken, daß hier nur die Freisetzung im ersten Jahr abgeschätzt wurde, gleichzeitig aber auch Litter von früheren Jahren im Wasser liegt und unter Nährstofffreisetzung abgebaut oder in tieferen Sedimentschichten festgelegt wird. Die Untersuchungen des Abbaus von Litter werden daher fortgesetzt, um auch längerfristige Werte zur Diskussion zu haben. Die in Tabelle 2 kalkulierten Werte des Nährstoffaustrages aus dem Litter sind aus oben genannten Gründen vorerst nur als Anhaltspunkte für Abbauraten und Nährstofffreisetzung zu werten; sie sind auch nicht einfach auf den gesamten Schilfgürtel zu extrapolieren. Die Daten stellen aber zusammen mit den produktionsbiologischen Ergebnissen (SIEGHARDT & MAIER, 1985) und den Untersuchungen der Nährstoffverhältnisse im Sediment (GUNATILAKA, 1985) ein wesentliches Glied dar, um den Nährstoffkreislauf im Schilfgürtel zu verstehen und damit auch Auswirkungen gezielter Managementmaßnahmen besser abschätzen zu können.

5. Zusammenfassung

Mit der Litter-bag-Methode wurden Abbau und Nährstoff- bzw. Mineralstoffgehalt von Blatt- und Halmlitter des Schilfes untersucht und daraus mit Hilfe von Produktionsdaten die jährliche Nährstofffreisetzung kalkuliert.

Nach knapp zwei Jahren bleiben von den in grobmaschigen Probesäcken ausgelegten Blättern noch ca. 37% und von den Halmen 65% des Trockengewichtes. Der Abbau in feinmaschigen Säcken ist bei Blättern niedriger als in grobmaschigen Säcken, in denen die Makrofauna Zugang hat.

Die Konzentration einiger Nähr- bzw. Mineralstoffe nimmt relativ gesehen im jungen Litter vorerst durch Leaching ab. Einwertige Kationen (K, Na) werden wesentlich stärker als zweiwertige

(Ca, Mg) ausgewaschen. Das dreiwertige Fe wird nicht freigesetzt, sondern angereichert, wie dies auch bei den anderen Kationen nach der Leachingphase der Fall sein kann. Die Freisetzung von Phosphat und Stickstoff ist, relativ gesehen, ebenfalls eher gering.

Als flächenbezogene Absolutwerte der Nährstofffreisetzung aus Blatt- und Halmlitter während eines Jahres errechnen sich daraus für Stickstoff 659 mg/m² während der ersten sieben Monate, für Phosphor 114, Kalium 2121, Natrium 766, Calcium 681, Magnesium 263 mg/m² während eines Jahres. Eisen wird nicht freigesetzt, sondern mit 5,2 mg/m² im Litter gebunden.

6. Literatur

AGN-Bericht, 1982: Rohstoffgewinnung aus *Phragmites* — Nährstoffaustrag. Endbericht 1982 d. Inst. f. Pflanzenphysiologie für die Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See. Projektcode: BC 3b (a) /82.

BOCOCK K. L., GILBERT O. J. B., CAPSTICK C. K., TWINN D. C., WAID J. S. & WOODMAN M. J., 1960: Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. J. Soil Sci. 11, 1 — 9.

BOCOCK K. L. & GILBERT O. J. W., 1957: The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. Plant and Soil 9 (2), 179 — 185.

CROSSLEY D. A. & HOGLUND M. P., 1962: A litter-bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. Ecology 43, 571 — 574.

CRUZ A. A. de la & GABRIEL B. C., 1974: Caloric, elemental, and nutritive changes in decomposing *Juncus roemerianus* leaves. Ecology 55, 882 — 886.

CRUZMENDEZ CARDOS M. de la, 1987: Die Rolle der Makrofauna bei den Abbauprozessen von *Phragmites australis* im Schilfgürtel des Neusiedlersees. Diss. Univ. Wien.

CSAPLOVICS E., 1982: Interpretation von Farbinfrarotbildern. Kartierung von Vegetationsschäden in Brixlegg. Schilfkartierung Neusiedler See. Geowiss. Mitt. 23.

DUNGER W., 1958: Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. Zool. Jahrb. Syst. 86, 139 — 180.

EDWARDS C. A. & HEATH G. W., 1963: The role of soil organisms on breakdown of leafy material, In: DOEKSEN J. & VAN DER DRIFT J. (Hrsg.): Soil Organisms. North Holland Publishing Co., Amsterdam, 76—84.

GUNATILAKA A., 1985: Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. In: Naturraumpotential Neusiedler See — Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel. AGN Forschungsbericht 1981 — 1984. BM Wiss. u. Forschung, BM Ges. u. Umweltschutz, Land Burgenland, 189 — 221.

HAMMER L., 1985: Das Problem der Eutrophie im Neusiedler See. In: Naturraumpotential Neusiedler See — Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel. AGN Forschungsbericht 1981 — 1984. BM Wiss. u. Forschung, BM Ges. u. Umweltschutz, Land Burgenland, 223 — 310.

HARRISON P. G. & MANN K. H., 1975: Litter formation from eelgrass (*Zostera marina* L.): The relative effects of fragmentation, leaching, and decay. Limnol. Oceanogr. 20 (6), 924 — 934.

MALISSA H., PUXBAUM H., PIMMINGER M. & NIKOPOUR A., 1985: Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. In: Naturraumpotential Neusiedler See — Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel. AGN Forschungsbericht 1981 — 1984. BM Wiss. u. Forschung, BM Ges. u. Umweltschutz, Land Burgenland, 41 — 89.

MASON C. F. & BRYANT R. J., 1975: Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. Jour. Ecol. 63, 71 — 95.

METZ H., 1985: Zur Phosphor- und Stickstoffsituation im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. In: Naturraumpotential Neusiedler See — Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel. AGN Forschungsbericht 1981 — 1984. BM Wiss. u. Forschung, BM Ges. u. Umweltschutz, Land Burgenland, 311 — 339.

SIEGHARDT H. & MAIER R., 1985: Produktionsbiologische Untersuchungen an *Phragmites*-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neusiedler Sees. In: Naturraumpotential Neusiedler See — Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel. AGN Forschungsbericht 1981 — 1984. BM Wiss. u. Forschung, BM Ges. u. Umweltschutz, Land Burgenland, 189 — 221.

STALZER W., SPATZIERER G. & WENNINGER U., 1985: Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. In: Naturraumpotential Neusiedler See — Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel, AGN Forschungsbericht 1981—1984. BM für Wissenschaft u. Forschung, BM Ges. u. Umweltschutz, Land Burgenland, 123 — 187.

WITKAMP M. & OLSON J. S., 1963: Breakdown of confined and nonconfined oak Litter. *Oikos* 14, 138 — 147.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [082](#)

Autor(en)/Author(s): Hietz Peter, Maier Rudolf, Sieghardt Helmuth

Artikel/Article: [1. Zur Freisetzung von Nährstoffen aus dem Litter von Phragmites australis im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. 81-94](#)