© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Naturraumpotential Neusiedler See
Auswirkungen des Grünschnittes auf den Schilfgürtel

ZUR PHOSPHOR- UND STICKSTOFFSITUATION IM SCHILFGÜRTEL DES NEUSIEDLER SEES

Projektleiter: Dr. H. METZ

Anschrift des Verfassers: Biologische Forschungsstation Illmitz,
A-7142 Illmitz

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

1. Zielsetzung

Der vorliegende Teil des Gesamtprojektes beschäftigt sich mit den P- und N-Verhältnissen im Wasser des Schilfgürtels vom Ostufer des Neusiedler Sees (Illmitz). In Zusammenhang mit der Schilfernte im Sommer war zu untersuchen, ob die Erntemaßnahmen eine Verringerung des Phosphor- und Stickstoffgehaltes ergeben würden. Die technische Problematik des Schnittes führte dazu, daß mit der Ernte erst Ende Juli bis Anfang August begonnen werden konnte, zu einem Zeitpunkt also, zu dem die Assimilate bereits verstärkt der unterirdischen, nicht erntbaren Biomasse zugeführt werden (BURIAN, 1973, 1979), und gleichzeitig eine intensivierte Verlagerung von P in die Rhizome (RODEWALD-BUDESCU 1974, KVET 1973) erfolgt. Der optimale Erntetermin für einen Nährstoffentzug war zwar daher bereits überschritten, dennoch waren bei Vergleichsuntersuchungen Hinweise darüber zu erwarten, ob ein Sommerschnitt Einfluß auf den Nährstoffhaushalt nehmen würde.

Der stark wechselnde Sauerstoffgehalt des Schilfgürtelwassers (HAMMER 1979, NEUHUBER u. a. 1979) während einer Tagesperiode ließ eine korrespondierende Schwankung im Nährstoffregime erwarten. Da der O_2-Gehalt in starkem Maße von Schilfdichte bzw. Belichtung der Wasseroberfläche und dem Bestand mit Utricularia vulgaris abhängt (HAMMER, 1981), ist mit physiographisch bedingten Unterschieden der Nachlösung aus dem Sediment zu rechnen (das Sediment des Schilfgürtels besteht in seinen oberflächlichen Schichten aus organischem Detritus [LÖFFLER, u. a. 1983], dessen Mächtigkeit mehr als 1 m betragen kann [GUNATILAKA 1984]).

Untersuchungen zum Tag/Nacht-Rhythmus des Nährstoffgehaltes im Schilfwasser sollten daher klären, inwieweit die Meßergebnisse an den einzelnen unbeeinflußten Probenstellen differieren.

Lage der Probenstellen

Zur Untersuchung wurden im wesentlichen vier Probenpunkte ausgewählt (1 - 4), die zum Vergleich durch zwei weitere Probenstellen ergänzt wurden (Abb. 1).

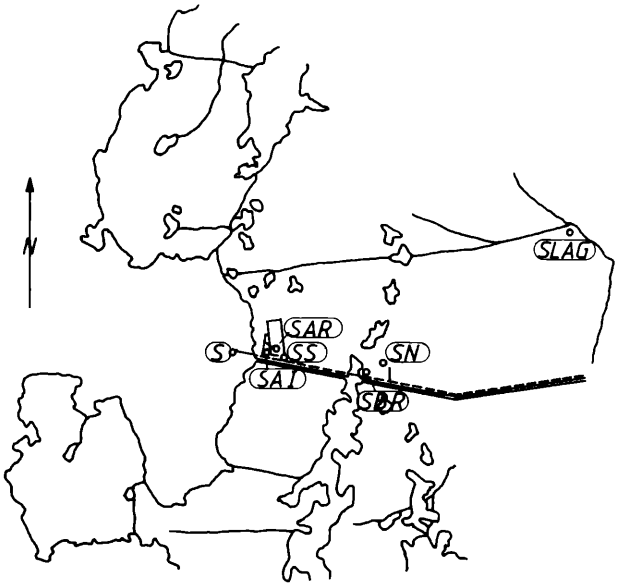

Abb. 1: Lage der Probenstellen im Schilfbereich am Ostufer des Neusiedlersees bei Illmitz.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

1) Anlegesteg in der Stationsbucht (S):
Die Proben sollten als Vergleich zu denen aus dem Schilfgürtel die Verhältnisse des freien Sees repräsentieren. Auf Grund der relativen Nähe zum Schilfgürtel und der Mündung des Stationskanales an dieser Stelle, ist jedoch ein Einfluß des Schilfgürtels gegeben, der in seiner Auswirkung windabhängig ist. Dies ist bei der Interpretation der Daten zu berücksichtigen.
2) Standort im dichten Schilf (SAI):
Die Entfernung zum See beträgt etwa 30 m. Bei stärkeren Winden aus westlicher Richtung wird Seewasser in diese Probenstelle gedrückt.
3) Sommerschnitt - Fläche (SAR):
Die Mähfläche befindet sich an der, dem Land zugewandten Seite des äußeren Schilfsteges. Die Fläche beträgt etwa 0,5 ha (50 x 100 m). Ihre Längserstreckung liegt etwa in der Hauptwindrichtung (NW - SO).
Die Proben wurden am Rande dieses Fläche gezogen.
4) Standorte im lockeren Schilf (SN):
Die Entfernung zum See beträgt etwa 500 m. Ein direkter Einfluß des Seewassers ist nicht mehr gegeben, doch zeigte es sich, daß auch hier länger anhaltende stärkere NW-Winde zu Wasserstandsschwankungen von mehreren Zentimetern führten.
5) SS:
Fahrspur des Schnittfahrzeuges am Versuchsschnittgelände. Durch das oftmalige Befahren wurde das Schilf in diesem Bereich zerstört und es entstand eine etwa 5 - 6 m breite und 100 m lange freie Wasserfläche
6) SLAG:
Landseitiger Schilfgürtelrand mit schütterem Schilfbestand. In Zusammenhang mit Wasserstandsschwankungen traten Verschiebungen dieser Probenstelle auf.

2. Material und Methode

Wasserstandsmessungen erfolgten mit Hilfe eines fest installierten, mit cm-Teilung versehenen, Stabes. Die Ablesung geschah bei jeder Probennahme auf Zentimeter genau. Da die Meßstäbe nicht nivelliert waren, konnten nur die relativen Wasserstandsschwankungen erfaßt werden. Meßstäbe waren an den Stationen S, SAR, SAI und SN (siehe Abschnitt Stationsbeschreibung) angebracht.

Zusätzlich zu diesen Messungen wurden Wasserstandsmessungen (tägliche Ablesung) am Steg der Biologischen Station vorgenommen. (Daten: Hydrographischer Dienst, Amt der Bgld. Landesregierung) Die Erfassung der Winddaten geschah mit einem Windstärkegeber C Nr. 8010 und einem Sechsfarben-Punktdrucker, Type STB 63, der Firma Schenk, Wien. Aufstellungsort ist der Anlegesteg der Biologischen Station (Nähe Probenstelle S). Die Auswertung der Daten wurde von der Zentralanstalt für Met. und Geodynamik, Wien, übernommen.

3. Probennahme

Ein Probenvolumen von 500 ml wurde aus der entsprechenden Wassertiefe durch einen verlängerten Heberarm in eine Duran-Flasche gesaugt. Dies geschah so, daß das einströmende Probenwasser das Luftvolumen der Flasche ohne wesentliche Turbulenzen verdrängte. Derartige Proben wurden knapp über Grund und in der Mitte genommen. Oberflächenproben wurden mit der Hand geschöpft. Nach der Probennahme wurde die Temperatur mit einem Laborthermometer auf 0,1° C genau gemessen. Die Proben wurden anschließend in das Labor überführt und analysiert.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

pH und Redoxpotential wurden mit einem Gerät der Firma WTW, ph DIGI 500 und Elektroden, Ingold Typ E 39 (pH) bzw. Typ PL - 4805 (EH) gemessen.

Zur Filtration der Proben wurden Whatman GF/F Filter verwendet. Die Bestimmung des Orthophosphates erfolgte mit der Phosphormolybdänkomplex-Methode mit Ascorbinsäure als Reduktionsmittel (VOGLER, 1965).

Im Wasser des Schilfgürtels ergeben sich dabei zwei Probleme. Die Anwesenheit reduzierender organischer Substanzen im anaeroben Milieu verhindert die Ausbildung des Molybdänblau-Farbkomplexes. Zur Oxydierung wurde die Probe mit $K_2S_2O_8$ versetzt und erwärmt (GUNATILAKA, 1984 im Druck). Das schwefelsaure Reagens kann aus leicht hydrolysierbaren P-hältigen Substanzen den Phosphor der Analyse zugänglich machen (STAINTON ?), so daß auch hier nicht der biologisch verfügbare PO_4 allein, sondern die labilen organischen Verbindungen mitgemessen werden.

NH_4 - Bestimmung erfolgte mit der Indophenolblau-Methode.

NO_3 - wurde mit der Natrium-Salicylatmethode bestimmt. Die Anwesenheit von gelb färbenden Huminstoffen machte eine Korrektur mit Hilfe paralleler Messungen von Proben, die ohne Na-Salicylat eingedampft worden waren, notwendig.

Gesamt-P und Gesamt-N wurden gemeinsam mit K-Persulfat versetzt und bei 2 atm im Autoklaven aufgeschlossen (SOLORZANO, 1969; RAVEH u. a. 1979). Nach Neutralisierung wurde der Gesamtphosphor als PO_4 bestimmt. Der Gesamt-Stickstoff wurde nach Reduktion mit Devardalegierung zu NH_4 mit der Indophenolblau-Methode gemessen. Da es bei der Probennahme, speziell über Grund, während der Nacht, kaum zu verhindern war, daß leichte flockige Detrituspartikel in die Probe gelangten, wurde in der Regel nur die gelöste organische Fraktion von P und N bestimmt. Die partikuläre P und N Fraktion wurde in Einzelfällen gemessen. Die Messung der Farbreduktionen erfolgte photometrisch.

4. Der Wasserstand während des Untersuchungszeitraumes

Untersuchungen zum Wasserstand, bzw. seine Veränderungen ergaben, daß diese vornehmlich von der Niederschlagstätigkeit abhängen. Langjährige Aufzeichnungen zeigen, daß ein Zusammenhang zwischen dem Wasserstand und der Niederschlagstätigkeit der vergangenen sechs Jahre besteht (KOPF, 1967). Zusätzlich zu diesen langfristigen Änderungen sind jahreszeitliche Wasserstandsänderungen ausgeprägt (Abb. 2). Die Ablesungen erfolgten am Pegel des Hydrographischen Dienstes am Anlegesteg der Biologischen Station.

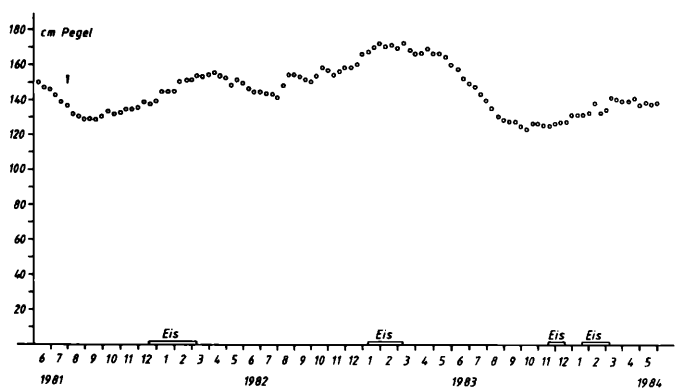

Abb. 2: Pegeländerungen im Untersuchungszeitraum. Die Δ deuten Beginn und Ende der Austrocknung des Schilfgürtels an.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Die in Abb. 2 wiedergegebenen Werte sind Dekadenmittel aus täglichen Ablesungen. Von Juni bis August/September 1981 sank der Wasserstand von 150 cm auf Werte unter 130 cm. Danach kam ein mehr oder weniger kontinuierlicher Anstieg bis April 1982. Der Frühjahrshöchststand war mit 155 cm erreicht. Auf ein sommerliches Minimum von 141 cm Ende Juli folgte der herbstliche Anstieg, der im März 1983 einen Hochstand von 178 cm erbrachte. Diese hohen Werte hielten bis Ende April. Von da an war, wegen des Fehlens von Niederschlägen, ein rasches Absinken des Wasserstandes bis in den Herbst hinein zu beobachten. Ein Tiefstand war im Oktober mit 124 cm erreicht.

Wegen der anhaltenden Niederschlagsarmut war während der Winter- und Frühjahrsmonate nur eine unwesentliche Erhöhung zu verzeichnen (142 cm April 1984). Bezüglich des Schilfgürtels stellt ein Wert von etwa 130 cm eine kritische Grenze dar. Bei diesem Wasserstand sind auch am seeseitigen Rand des Schilfgürtels bei Illmitz nur mehr isolierte Tümpel zu finden. Größerflächige Überflutungen sind dann höchstens bei starken Stürmen gegeben.

Für die Untersuchungen im Wasser des Schilfgürtels bedeutet dies, daß eine kontinuierliche Überflutungsperiode mit „freier Austauschmöglichkeit" zum offenen Wasser nur im Jahr 1982 herrschte. Neben diesen langfristigen und jahreszeitlichen Schwankungen konnten während der Tag/Nacht-Serien auch kurzzeitige Pegeländerungen beobachtet werden. Als Prinzip ergab sich dabei, daß NW-Winde eine Erhöhung, SO-Winde ein Absinken des Wasserstandes im Versuchsgebiet bewirkten. Es kam zu Ein- und Ausströmen des Wassers in, bzw. aus dem Schilfgürtel, nicht nur bei Änderung der Windrichtung, sondern auch die Änderung der Windstärke bei konstanter Richtung führte zum Rückströmen des Wassers. Abb. 3 zeigt die Abweichung der Pegelwerte von dem Mittelwert (M) der 24-Stunden-Serie.

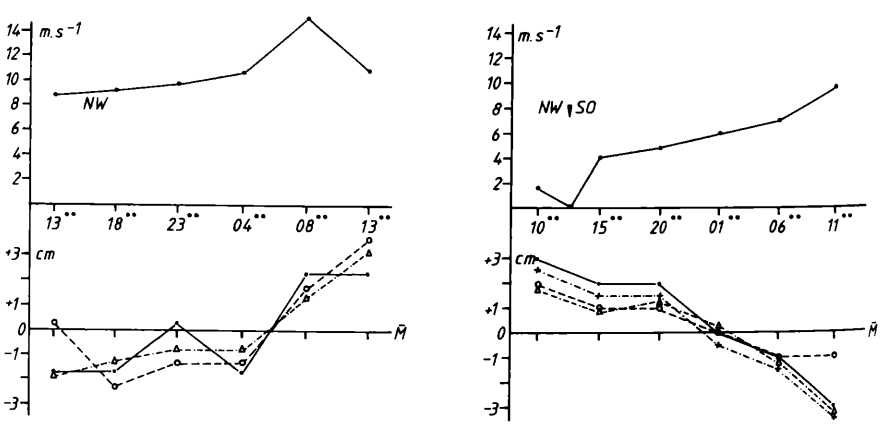

Abb. 3: Änderung des Wasserstandes in Abhängigkeit von Windrichtung und Windgeschwindigkeit während einer Tag/Nacht-Serie. Die Wasserstandsschwankungen sind in + oder — Abweichungen vom Mittelwert (M) jeder Station angegeben. ·S, +SAR, oSAI, Δ SN.

Die Ganglinien sind für die Stationen S (·), SAR(+), SAI(o) und SN(Δ) getrennt ausgewiesen. Es ist auffallend, daß diese nicht nur in ihrer positiven oder negativen Tendenz, sondern auch in ihrer Höhe weitgehende Übereinstimmung zeigten. Als Konsequenz daraus ergibt sich, daß mit einer Verschiebung des Wasserkörpers innerhalb von Stunden zu rechnen ist, bei der Interpretation der Analysenwerte daher große Vorsicht angebracht ist.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

5. Temperatur

Temperaturschichtungen sind sowohl im See (Station S) als auch im Schilfgürtel zu beobachten. Der Temperaturgradient ist im See im allgemeinen jedoch geringer als in den Schilfwasserbiotopen. Auf Grund des geringen Wärmehaltevermögens des seichten Gewässers ist mit nur kurzen zeitlichen Verschiebungen ein Gleichlauf der Wassertemperatur mit dem täglichen Gang der Lufttemperatur festzustellen (DOBESCH u. a. 1979), wobei sich in Abhängigkeit von der Windtätigkeit die Wassersäule mehr oder minder gleichmäßig erwärmt. Bei Windstille und sommerlichen Temperaturen konnte jedoch ein Gradient von 5,5° C (SAR, 4. 5. 1982) in den frühen Nachmittagsstunden beobachtet werden. Die Unterschiede können jedoch bis zu 10° C betragen (DOBESCH u. a. 1983). In jedem Falle ist eine Schichtung kurzlebig. Zerstörende Faktoren sind neben direkter Windeinwirkung, der Tagesgang der Lufttemperatur und im Schilfgürtel die Wasserverschiebung durch das Hin- und Rückfluten.

6. Oxydations- und Reduktionszustand

Während im Seewasser in allen Tiefen positive Redoxpotentiale angetroffen wurden, waren im Schilfgürtel starke Schwankungen und Absinken in den negativen Bereich zu beobachten. Nach SCHIEMER u. a. (1966) ist ein scharfes Gefälle des Potentials in den obersten Millimetern des Sediments festzustellen. Maximale negative Werte von — 200 mV sind bereits in den ersten 2 cm erreicht.

Sowohl die Zehrungsvorgänge einerseits, als auch die Assimilationstätigkeit des Aufwuchses andererseits beeinflussen nachhaltig den Redoxzustand der bodennahe Wasserschichten.

Die ausgeprägte Tagesperiodik weist darauf hin, daß für den Redoxzustand in erster Linie biologische Faktoren verantwortlich zu machen sind. In diesem Zusammenhang erscheint es auch signifikant, daß an SN, der Station mit schütterem Schilfbestand und einer relativ großen Freiwasser-Fläche, hohe positive Werte zu messen waren (Tab. 1). Anders ist die Situation in dichten Schilfbeständen. Die Eh-Werte sinken und negative Werte traten regelmäßig vor allem im Sommer auf; es waren davon meist die bodennahen Schichten betroffen. Während der Wintermonate waren jedoch auch hier vielfach positive Eh-Werte anzutreffen (Abb. 6). Die Häufigkeit von positiven oder negativen Meßwerten, ausgedrückt in % der Beobachtungen, sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Es zeigt sich dabei, daß SAR (Schilfschnittfläche) den größten Anteil an negativen Werten (44 % der Fälle) aufwies, während bei SAI die Häufigkeit noch bei 19 % lag. Ebenfalls häufig negativ (18 %) waren die Werte der freien Wasserflächen von SS. Diese Fläche entstand als oft befahrene Spur während des Schilfschnittes, an der der Schilfbestand durch das Fahrzeug niedergedrückt und zerstört wurde. Intensive Abbauvorgänge sind in solchen Fällen zu erwarten.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Tabelle 1

mV	»300	»200	»100	»0	«0	«- 100
S						
0	98	2				
50	94	6				
100	97	3				
SAR						
0	61	12	9	10	3	4
10	44	29	10	10	7	
20	17	15	10	15	20	24
SAI						
0	72	18	8		3	
20	74	24	2			
40	45	21	12	2	17	2
SN	91	7			2	
10	84	14			2	
25	82	11	2	4	2	
SS						
0	58	15	3	6	12	6
SBR						
0	61	36	3			
SLAG						
0	89	11				

7. pH-Wert

Sein Charakter eines verdünnten Sodasees bedingt, daß die pH-Werte im Neusiedler See in den alkalischen Bereich verschoben sind. STEHLIK (1972) fand im freien See pH-Werte meist zwischen 8 und 9. Probenpunkte im Schilfgürtel wiesen dagegen vielfach niedrigere Werte auf (zwischen 6 und 8). Die eigenen Ergebnisse decken sich gut mit diesen Befunden (Abb. 4). Während an Station S der pH ständig über 8 lag, waren in den Schilfgürtelstationen Schwankungen der Werte bis « 7 meßbar. Die niedrigen Werte waren dabei an die Perioden mit Anaerobie und H_2S Entwicklung gekoppelt und traten daher vorwiegend an den Stationen SAR und SAI während der Nacht auf.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

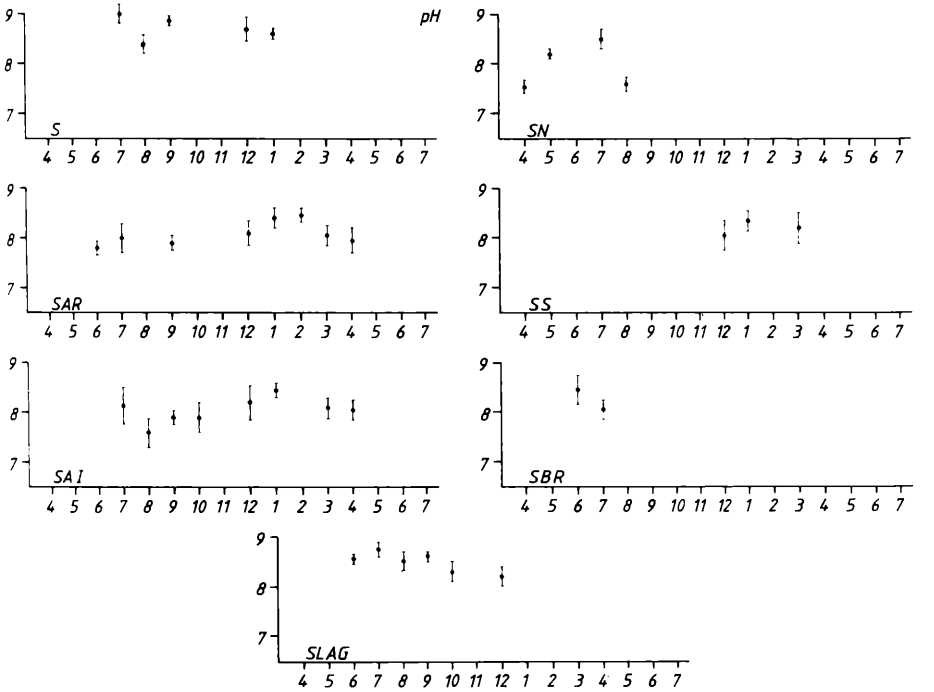

Abb. 4: pH-Werte (Mittelwerte und Standardabweichungen) für die Untersuchungsstationen

8. Phosphat-Phosphor, Ammonium und Nitrat

8.1. Phosphat-Phosphor, Ammonium und Nitrat im Jahresverlauf 1982/83

An den Stationen S, SAI, SAR, SBR und SLAG wurden im wöchentlichen Abstand Proben gezogen. Bei durchschnittlichen Konzentrationen des PO_4-P im Jahresverlauf sind in Tab. 2 angegeben.

Tabelle 2

S	40 μg.l^{-1}	SS	61 μg.$^{-1}$
SAI	50 μg.l^{-1}	SBR	48 μg.l^{-1}
SAR	50 μg.l^{-1}	SLAG	35 μg.l^{-1}

Es wird deutlich, daß die Konzentrationen im dichten Schilf (SAI, SAR, SBR) höher lagen als im See und an der landseitigen Station SLAG. Aus diesem Schema fällt PO_4-P-Gehalt des Wassers an der Freiwasserfläche von SS heraus. Wie bereits im Zusammenhang mit dem Redoxpotential ausgeführt, kam es hier zum Abbau großer Mengen organischen Materials.

An allen Stationen war ein mehr oder weniger deutlicher Jahresgang festzustellen. In Abb. 5 ist dieser für S, SAR, SAI und SS dargestellt.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

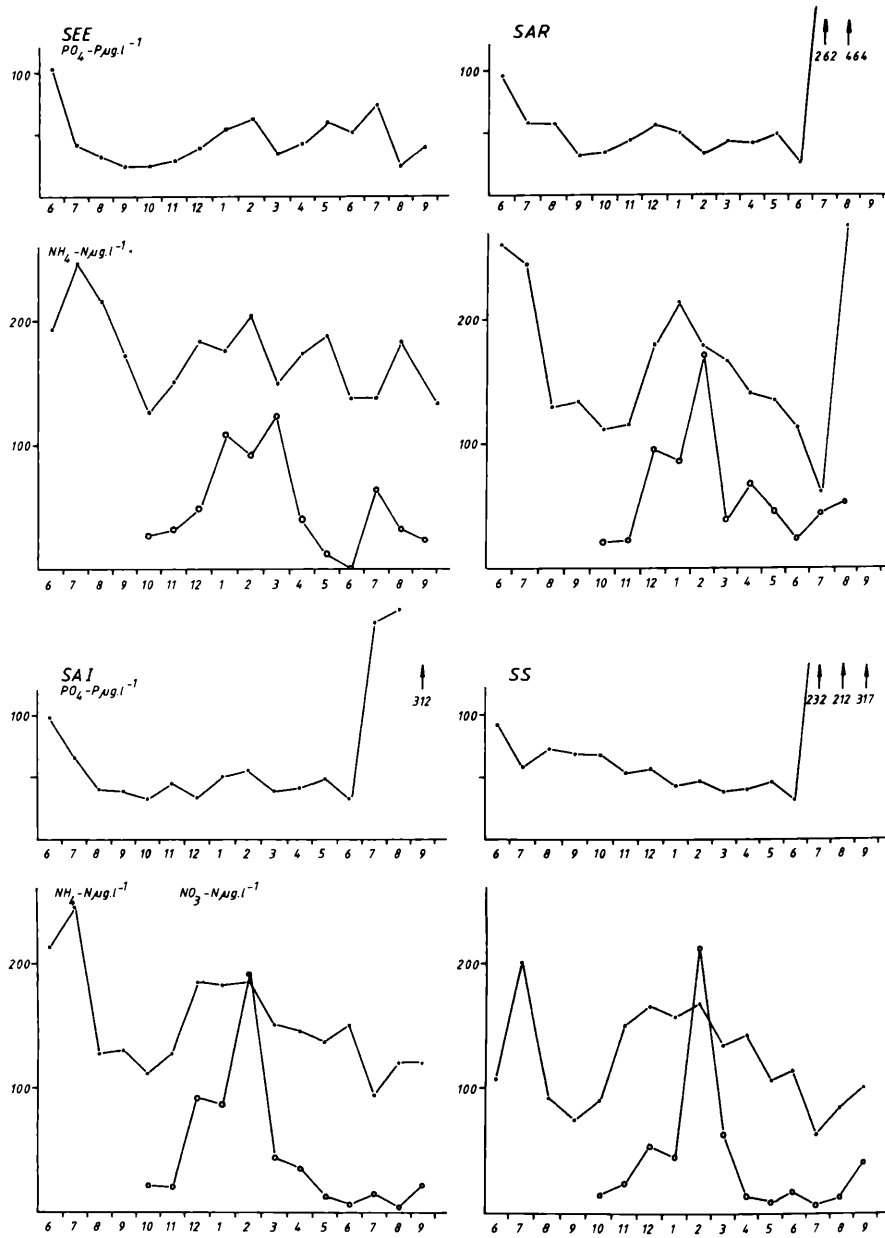

Abb. 5: Jahresgang für PO_4-P, NH_4-N und NO_3-N an den Probestellen S, SAR, SAI und SS.

Im See fiel 1982 nach sommerlicher hoher Konzentration der PO_4-Gehalt bis September/Oktober und stieg im Winter bis Feber 1983 wiederum an. Nach einem frühsommerlichen Minimum folgte eine neuerliche Zunahme. An den Stationen SAR und SAI verliefen die Gangkurven sehr ähnlich, wenn auch die Schwankungen zum Teil noch weniger ausgeprägt waren als im See. An den Probenstellen des Schilfgürtels war ab Juli 1983

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

in Zusammenhang mit dem Trockenfallen ein starker Anstieg der PO_4-P Konzentrationen meßbar, bei dem die Werte bis über 450 $\mu g.l^{-1}$ hinaufschnellten. Wegen des flachen und unregelmäßigen Bodenreliefs kommt es bei der Austrocknung des Schilfgürtels nicht zu einem kontinuierlichen Rückzug des Wassers, sondern zur Isolierung einzelner, mehr oder minder großer Tümpel, in denen die Evaporation rasch zu weiterem Absinken des Wasserspiegels führt. Bei den herrschenden hohen Sommertemperaturen liefen die Abbauvorgänge in der Detritusschichte intensiv ab und führten zu den hohen Konzentrationen von PO_4-P.

Messungen der Leitfähigkeit zu dieser Zeit zeigten keine wesentliche Änderung, sodaß eine Konzentrationszunahme als „Eindickungseffekt" auszuschließen ist.

An Probenstelle SS war der Konzentrationsverlauf unterschiedlich. Hier kam es während des gesamten Beobachtungszeitraumes zu einer mehr oder weniger gleichmäßigen Konzentrationsabnahme. Der anfänglich hohe mittlere Wert nach dem Schnittvorgang (Mitte Juli 1982) von etwa 70 $\mu g.l^{-1}$ sank bis Juni 1983 auf etwa 30 $\mu g.l^{-1}$ ab. Anschließend setzte auch hier die Austrocknung mit ansteigender PO_4-Konzentration ein.

Wesentlich ausgeprägtere Jahresperiodik war beim Stickstoff (NH_4 und NO_3) festzustellen. In Hinsicht auf die zeitliche Verteilung der Konzentrationsmaxima und -minima verhielten sich die Stationen untereinander ähnlich. Die Konzentrationen lagen bei allen Probenstellen in der Regel zwischen 100 und 200 $\mu g.l^{-1}$. Auf hohe Konzentrationen im Juni und Juli 1982 ($\sim$200 $\mu g.l^{-1}$) folgte ein Minimum in den Herbstmonaten (September bis November). Im Verlauf der Wintermonate (bis etwa Feber 1983) erfolgte ein weiterer Anstieg der Konzentration. Diese nahm bis etwa Juli 1983 wiederum ab (Abb. 5).

Das winterliche Maximum und der darauffolgende Abfall waren am wenigsten ausgeprägt an der Station S vorzufinden. Hier schwankten die Konzentrationen stark, wobei die Werte eine abnehmende Tendenz aufwiesen. Die Abnahme war jedoch weniger stark als bei den Probenstellen im Schilfgürtel. Bemerkenswert erscheint, daß Austrocknung anders als beim Phosphor, keine allgemeine Konzentrationszunahme des NH_4 auslöste. Lediglich in SAR war ein Ansteigen zu verzeichnen.

Eine ähnlich ausgeprägte Dynamik zeigte das NO_3 (Abb. 5). Einem herbstlichen Minimum folgte ein winterlicher Gipfel, der gegenüber dem Ammonium zeitlich verschoben war und dann sofort wieder abgebaut wurde. Die sommerlichen Konzentrationen blieben niedrig. Auch die Austrocknung verursachte keinen wesentlichen Anstieg der Konzentrationen. Etwas abweichend verhielt sich die Station S. Der Wintergipfel erreichte nicht so hohe Werte wie die der Schilfstationen, und die Sommerwerte waren stärkeren Schwankungen unterworfen. In dieser Hinsicht verhielt sich SAI ähnlich wie Station S; sie zeigte damit gegenüber den anderen Stationen den stärkeren Einfluß des Sees.

8.2. Ergebnisse der Tag/Nacht-Serien

Die PO_4-P Konzentrationen in den Schilfbiotopen zeigten sich sowohl in ihrer Tagesrhythmik, als auch in ihrer Schichtung eng an die Redoxverhältnisse geknüpft. In Abb. 6 sind die Eh-Werte und PO_4-P Konzentrationen für die 24-Stunden-Serien 6./7. 7. 1982, 11./12. 8. 1982, 18./19. 1. 1983 und 30./31. 3. 1983 dargestellt. Die Isoplethen machen deutlich, wie stark und rasch Veränderungen in der Zeit und nach der Tiefe hin eintreten können.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

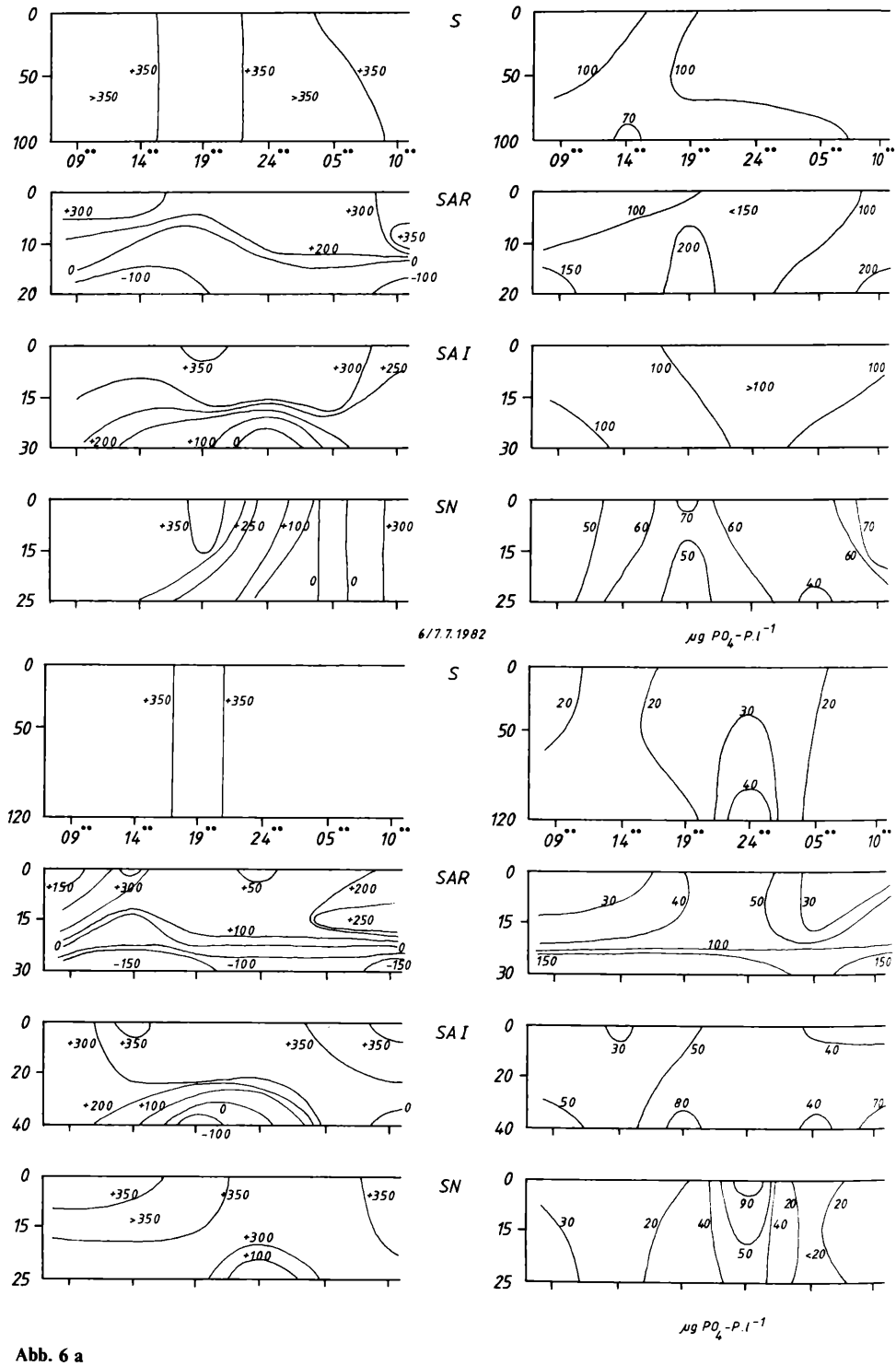

Abb. 6 a

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

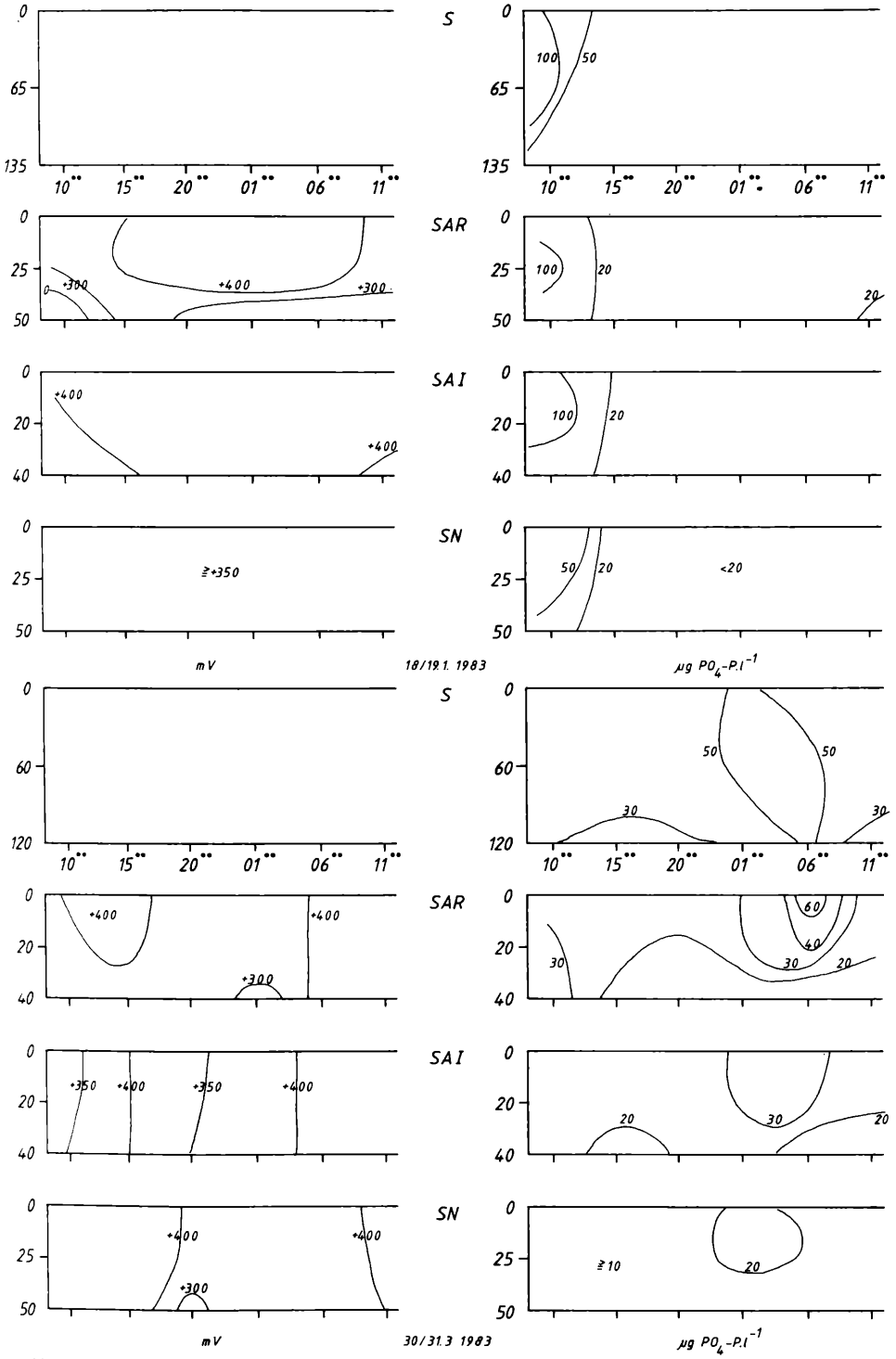

Abb. 6 b: Redoxpotential und PO_4-P Konzentration in den Tag/Nacht-Serien.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Seit den Arbeiten von EINSELE (1936) über den Einfluß des Eisens in seinen Oxydations- bzw. Reduktionsstufen auf den Phosphatkreislauf, wurde die Anoxie als P freisetzender Faktor immer wieder bestätigt; gleichzeitig greifen kolloidchemische Vorgänge im Sinne einer Bindung von Fe und PO_4 an die organischen Komplexe ein (EINSELE 1938, OHLE 1935, 1940 u. a.).

Beobachtungen dieser Art stammen meist aus kalkarmen Braungewässern. Ähnliche Prozesse laufen aber auch in kalkreicheren Gewässeren bei höherem pH ab (BANOUB 1975). Dieser Rücklösungsprozeß ist nach TESSENOW (1979) jedoch vielfach biologisch von untergeordneter Bedeutung, da er ein Langzeitprozeß ist und meist im Profundal geschichteter Seen abläuft und damit das freigesetzte PO_4 der Produktion der trophogenen Schichte nicht zur Verfügung steht. Zusätzlich kann auch die Bindung von P an das Sediment oder organische Stoffe so stark sein, daß auch unter anaeroben Bedingungen kaum P freigesetzt wird (SCHINDLER, u. a. 1977). Im Flachwasser, bzw. Litoralzonen sind offenbar andere Mechanismen von Bedeutung. Es sind hier vor allem der biochemische, auf mikrobieller Basis ablaufende Abbau organischen Materials, der spontan zu Änderungen der Redoxbedingungen führt. Auf die weiteren Ursachen der Anaerobie bzw. Anoxie im Schilfgürtel des Neusiedler Sees wurde bereits verwiesen (NEUHUBER u. a. 1979). In diesem Zusammenhang ist es auch signifikant, daß an der Probenstelle SN (geringe Schilfdichte und gute Belichtung) Eh-Werte « 0 nur relativ selten auftraten, und die PO_4-Werte niedriger lagen als an den übrigen Stationen, wo diese Reduktion der oberflächennahen Schichten zu erheblicher P-Freisetzung aus den darunterliegenden Schichten führen kann (TESSENOW, 1972).

Der Zusammenhang der Redoxverhältnisse mit der Dunkelperiode und der Temperatur (siehe Abb. 6) weist deutlich auf den biogenen Ursprung der Anoxie. In den sedimentnahen Schichten blieb dabei auch untertags der reduzierte Zustand aufrecht (Abb. 6, SAR 6./7. 7. 1982 und 11./12. 8. 1982). Hier stieg die PO_4-Konzentration auf 150 bis 200 $\mu g.l^{-1}$, während sie an den übrigen belüfteten Probenpunkten bis höchstens 100 $\mu g.l^{-1}$ betrug. Wie in dem Kapitel über Wasserstandsschwankungen ausgeführt, ist ein persistieren von Schichtungen nur während windarmer Perioden möglich, wobei die „Unebenheit" des Bodenreliefs auch bei leichten Winden die Erhaltung von Schichtungen zuläßt. Bei Ein- und Ausströmen sind zunächst die oberflächlichen Wasserschichten betroffen. Erst ein starker Wind aus NW ersetzt dann das bodennahe Wasser der tieferen Stellen durch Seewasser (Abb. 6, 18./19. 1. 1983).

Der Abbau der Schichtung kann natürlich auch ohne Windeinwirkung bei Homothermie im Tag/Nacht-Rhythmus erfolgen. In diesem Falle ist eine Vermischung P-reichen bodennahen Wassers in der gesamten Wassersäule möglich. Bei Zerstörung durch den Wind hingegen, wird der Wasserkörper verschoben, so daß an den Probenstellen geänderte Bedingungen herrschen. An den Probenpunkten gemessene erhöhte oder erniedrigte Konzentrationen müssen also nicht den „autochthonen" Zustand der Meßstelle widerspiegeln, sondern können im Schilfgürtel der näheren Umgebung entstanden und verfrachtet worden sein. „Unmotiviert" auftretende Konzentrationen im Oberflächenwasser, wie sie etwa bei SAR am 30./31. 3. 1983 gefunden wurden, deuten darauf hin.

Abb. 7 zeigt den Zusammenhang der PO_4-Konzentration mit dem Redoxpotential. Die Streuungen bei positiven Eh-Werten waren außerodentlich groß und reichten von etwa 10 $\mu g.l^{-1}$ bis etwa 180 $\mu g.l^{-1}$-. Gewöhnlich lagen die Werte jedoch um 150 $\mu g.l^{-1}$, wobei mit zunehmender Eh eine leicht abnehmende Tendenz zu erkennen war.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

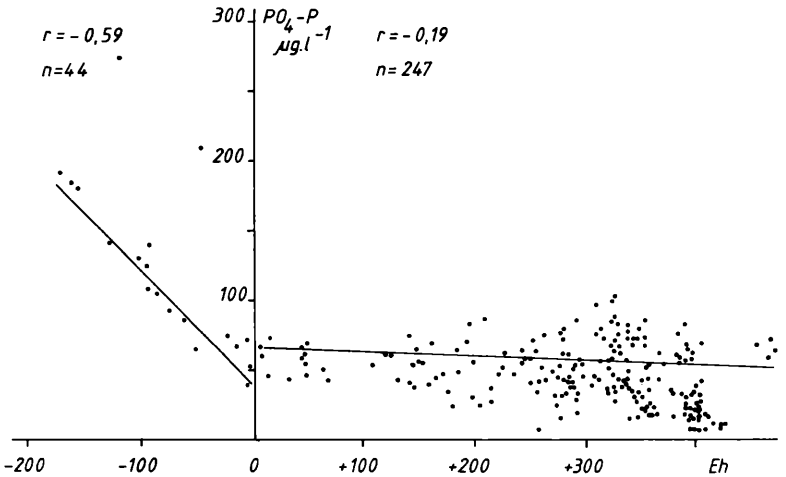

Abb. 7: Zusammenhang zwischen Redoxpotential und PO_4-P.

Im negativen Eh-Bereich stiegen die PO_4-Konzentrationen mit sinkender Eh stark an. Die Gleichung für die Regression lautet $\mu g.l^{-1} = 32{,}57 - 0{,}86$ mV, mit einem Korrelationskoeffizienten von r = 0,59 bei n = 44.

Neben diesen spontanen Freisetzungsprozessen sind naturgemäß auch Langzeitumsetzungen wirksam.

Wie bereits im Kapitel Methodik ausgeführt, wurden die leicht hydrolysierbaren P-hältigen organischen gelösten Substanzen dem PO_4 zugerechnet. Die Angaben über P org. gel. beziehen sich daher auf die schwer aufschließbaren Stoffe (Abb. 8). Diese erreichten im Sommer zwar Höchstkonzentrationen bis zu 140 $\mu g.l^{-1}$, ihre durchschnittlichen Werte lagen aber bei etwa 50 $\mu g.l^{-1}$, die Durchschnittskonzentrationen lagen auch hier wesentlich niedriger bzw. diese Fraktion war nicht nachweisbar.

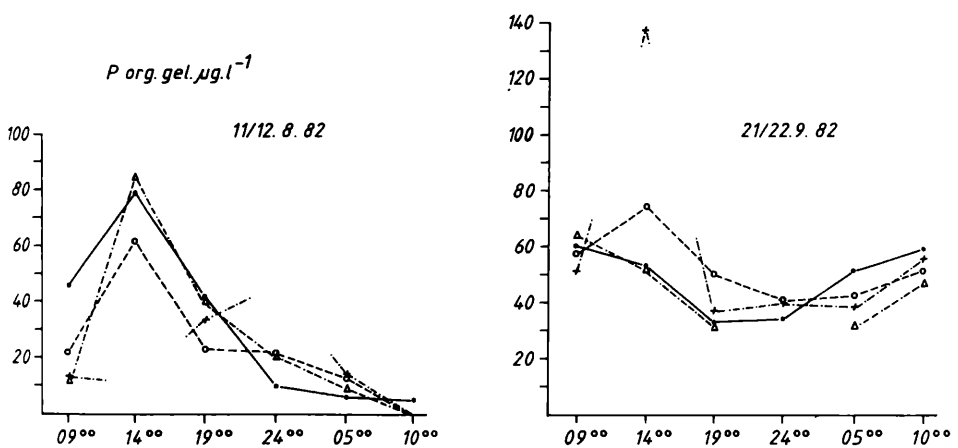

Abb. 8 a:

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

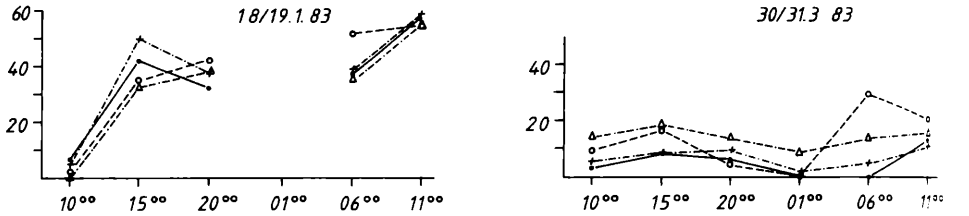

Abb. 8: P organ. gel. in den Tag/Nacht-Serien. ·S, + SAR, o SaI, Δ SN

Es zeigte sich sowohl im Sommer als auch im Winter eine Tendenz zu niedrigeren Werten während der Nachtstunden, ein Zusammenhang mit dem Redoxpotential oder dem anroganisch gelöstem P konnte nicht aufgezeigt werden.

Wesentlich komplexer als die Vorgänge im Zusammenhang mit dem Phosphor sind die des Stickstoffes. Ähnliche Erfahrungen liegen aus vergleichbaren Schilfstandorten, z. B. der Tschechoslowakei vor (UHLELOVA u. a. 1978). Neben den Lösungen aus dem Sediment und den Umsetzungen des gelösten organischen Stickstoffs erfolgen Oxydations- und Reduktionsprozesse auf mikrobieller (KUSNEZOW, 1959), als auch auf chemischer Basis (HUTCHINSON, 1957,GRAETZ u. a. 1973).

Zu Versuchen im Schilfgürtel des Bodensees stellte SCHRÖDER (1973) fest, daß im abgeschlossenen Wasservolumina ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem O_2-Gehalt einerseits und dem Verhältnis NH_4 zu NO_3 andererseits bestand. In dem frei beweglichen System des Schilfgürtels am Neusiedler See konnten bei unseren Untersuchungen derartige Zusammenhänge nicht aufgezeigt werden. Es zeigte sich vielmehr, sowohl im Jahresgang (Abb. 5) als auch bei den Tag/Nacht-Serien, ein gleichlaufender Zusammenhang zwischen NH_4 und NO_3. Für die Serie vom 17./18. 4. 1984 ist dies in Abb. 9 a — c dargestellt.

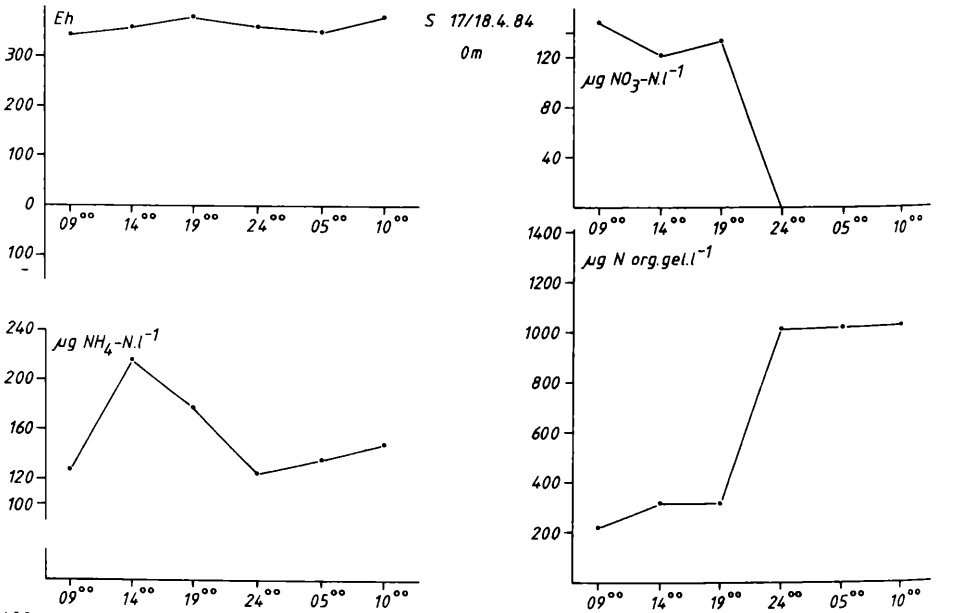

Abb. 9 a:

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

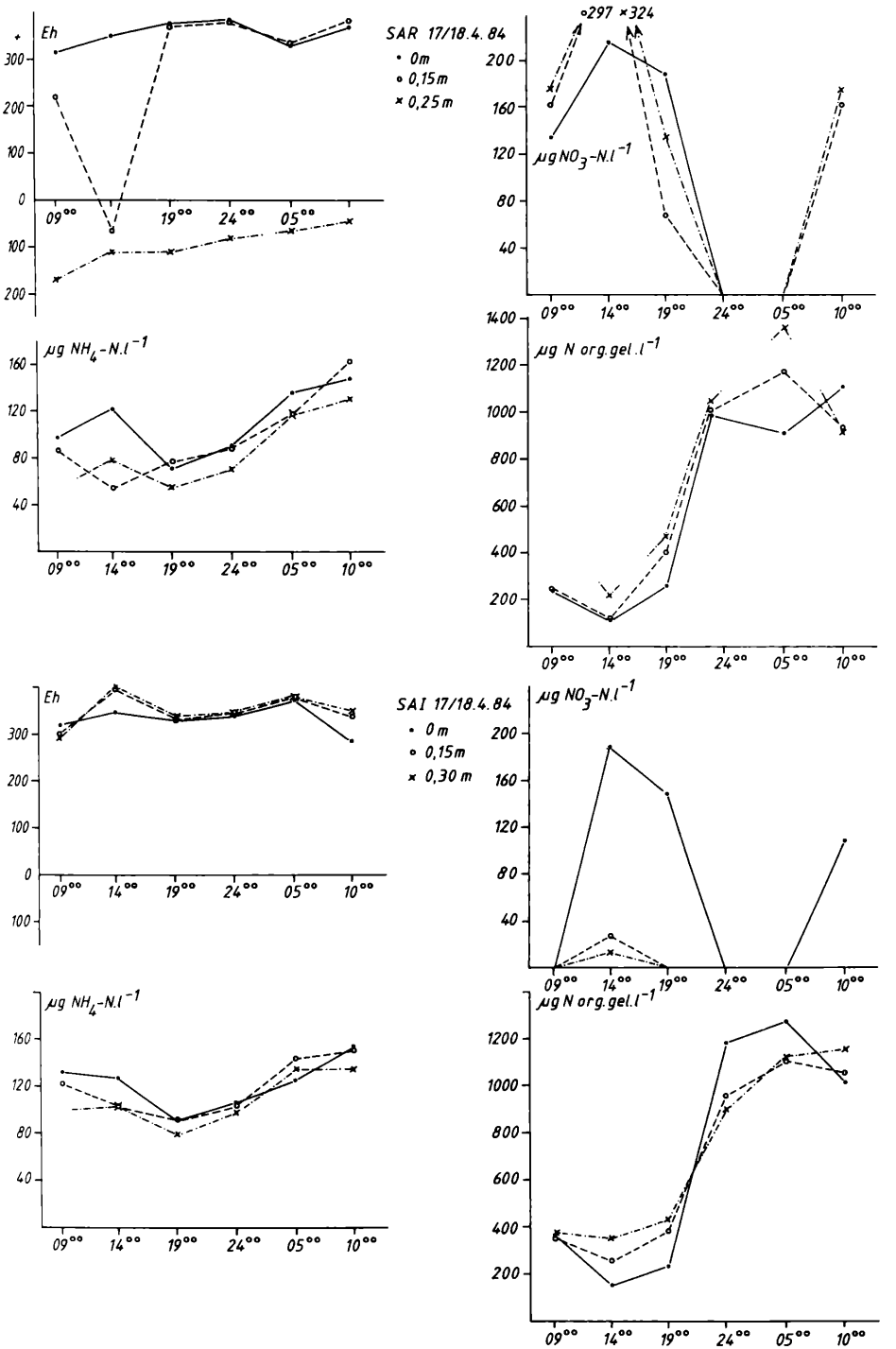

Abb. 9 b:

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

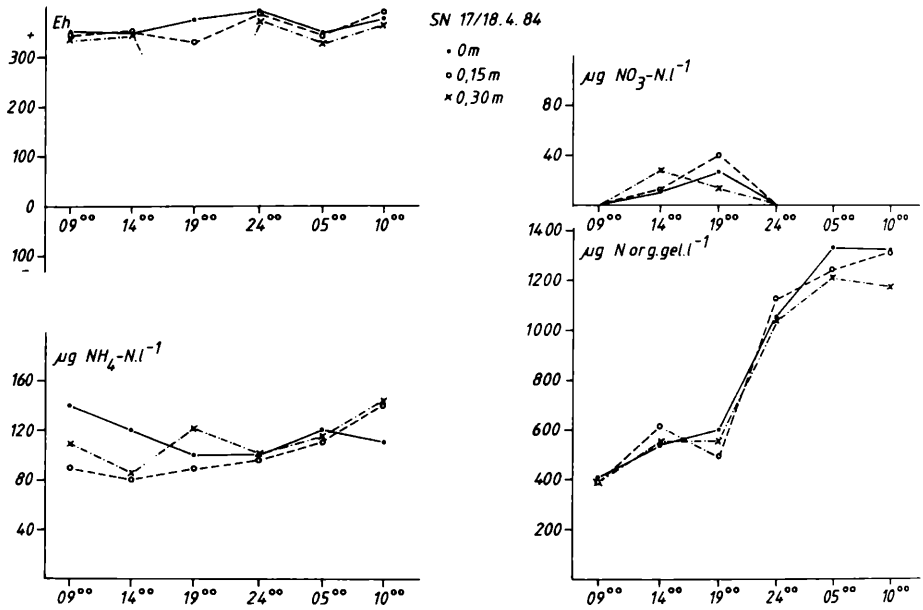

Abb. 9 c: Tag/Nacht-Serie 17./18. 4. 84 Stickstoff-Fraktionen an den Stationen S, SAI, SAR, SN.

Auch ein Zusammenhang mit den Redoxbedingungen war nicht ersichtlich. Es verschwand zwar an allen Stationen in der Nacht (19.00 bis 24.00) das NO_3 und konnte erst wieder bei der Probennahme des nächsten Vormittages (10.00) gefunden werden, ein entsprechender Verlauf der NH_4-Kurve oder Eh-Verhältnisse war jedoch nicht feststellbar. Auch die in Schwebe befindliche partikuläre Fraktion des Stickstoffes (mikrobieller N) zeigte keine Zunahme (Abb. 10), sondern abgesehen von Station S, eher eine Abnahme.

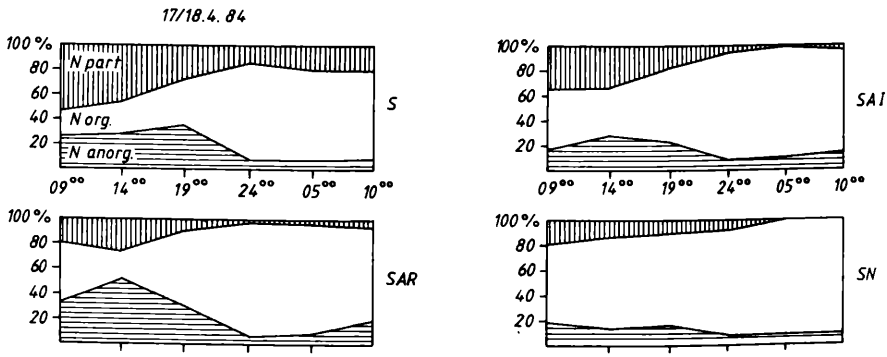

Abb. 10: Prozentuelle Verteilung von N anorg., N. org. und N partikulär während der Tag/Nacht-Serie.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

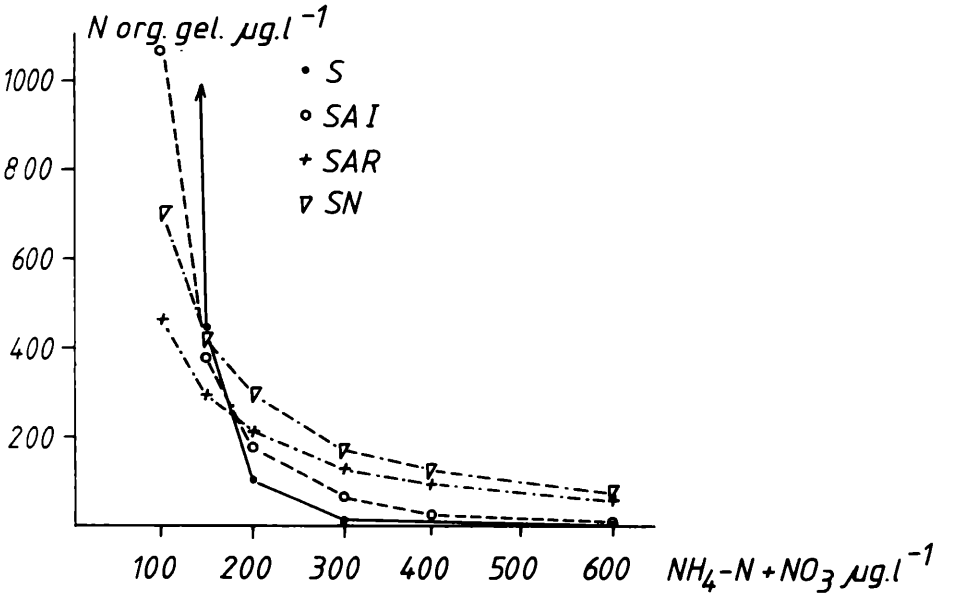

Abb. 11: Zusammenhang zwischen der anorganischen und organischen N-Fraktion.

An den Stationen S und SAI nahm die Konzentration des gelösten organischen N sehr rasch ab und erreichte bei einer Konzentration von 300 µg.l^{-1} anorganische-N Werte von nur wenigen µg. Bei SAI lag der Wert etwas höher, näherte sich aber mit steigendem anorganisch-N ebenfalls dem 0-Wert.

Der Kurvenverlauf für SAR und SN war wesentlich flacher, und auch bei den höchsten gefundenen anorganisch-N-Werten verblieb noch ein Rest der organisch gelösten Fraktion (Werte zwischen 50 und 100 ug.l^{-1}). Es wurde hier offenbar an den ersten beiden Stationen der organische N-pool aufgebraucht, während an den Probenstellen ohne direkten Zustrom bzw. Austausch mit dem Seewasser genügend organischer Stickstoff nachgeliefert werden konnte. Zu diesem Zusammenhang ist zu bemerken, daß der in Schwebe befindlichen partikulären N-Menge keine wesentliche Bedeutung im Sinne einer Produktion gelöster N-haltiger Stoffe durch Bakterien, Phytoplankton (OHLE, 1934) zukam. Es waren im Gegenteil die partikulären N-Fraktionen an S und SAI höher als an SAR und SN (Abb. 10). Die Klärung des Widerspruches könnte ein qualitativer Unterschied der partikulären Substanz in S und SAI einerseits und SAR und SN andererseits sein. Während im freien Wasser des Sees und an SAI die anorganische tonige Trübe als „Falle" für Anteile der gelösten organischen N-Fraktion angesehen werden kann, und diese in der Folge der partikulären Fraktion zugerechnet wurde, entfiel dieser Faktor im klaren Braunwasser der Stationen SAR und SN. Es bedeutet dies, daß ähnlich wie für den Phosphor auch für diesen Anteil des Stickstoffes der Weg der Verfrachtung mit der anorganischen Trübe in Rechnung gestellt werden muß.

Dem meist reduzierten Milieu in der Detritusschichte entsprechend, wird anorganischer Stickstoff vorwiegend in Form von NH_4 in Lösung gesetzt. Unter den herrschenden Bedingungen kommt es daher bei dem Verhältnis NH_4 : NO_3 zu einer ausgeprägten Verlagerung des Gleichgewichtes zum NH_4 (Abb. 12).

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

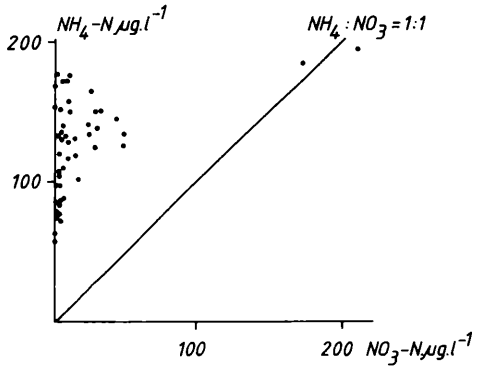

Abb. 12: Verhältnis NH_4 NO_3

Im Laufe der Untersuchungen konnte eine Beziehung zwischen Windrichtung und NH_4 — N Konzentration gefunden werden. Diese verlief in dem Sinn, daß bei NW — Winden (d. i. Eindringen von Seewasser in den Schilfgürtel = + Abweichungen) die Konzentration abnahm, und bei SO — Winden (Austritt von Schilfwasser in den See = — Abweichungen) anstieg. Nähere Untersuchungen zeigten, daß ein Zusammenhang mit dem Wind, bzw. den windverursachten Pegelschwankungen nur für die Station S signifikant war (Abb. 13).

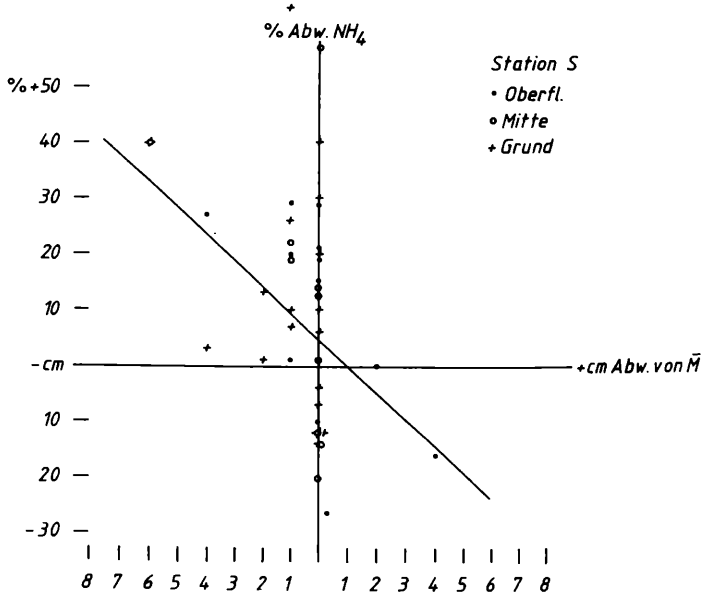

Abb. 13: Veränderungen der NH_4-Konzentration in Abhängigkeit vom Pegelstand an Station S. Der Pegelstand ist als cm-Abweichung, das NH_4 als %-Abweichung von ihren Mittelwerten angegeben.

Es ergab sich bei n = 59 ein Korrelationskoeffizient von r = - 0,63. Aus dieser Korrelationsrechnung wurden die Werte für x = 0 (d. i. konstanter Pegel) ausgeschieden, da bei der Beobachtung von Pegeländerungen von einer Probennahme zu vorhergehenden ein 0-Wert

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

an den beiden Umkehrpunkten der Strömungsbewegung auftreten kann: je nachdem ob dieser bei „Hoch- oder Niederstand" des Pegels eintritt, sind aber andere NH_4-Werte zu erwarten.

Das Ergebnis zeigt, daß die Station S relativ stark vom Schilfgürtel beeinflußt ist. Bei den P-Untersuchungen konnte dies in diesem Ausmaß nicht gefunden werden.

Untersuchungen an Transekten vom Schilfgürtelrand in die Bucht hinaus ergaben ein ähnliches Bild.

Abb. 14 zeigt dies für NH_4 im Winter (Wasserhochstand), aus der eindeutig der Gradient vom Schilfgürtel aus dem N-Teil der Bucht nach Süden zu sehen ist. Die Situation im Sommer (Schilfgürtel nahezu trocken) ist in Abb. 14 rechts dargestellt. Hier ergibt sich der Einfluß des Kanals, der neben dem Steg der Biol. Station mündet.

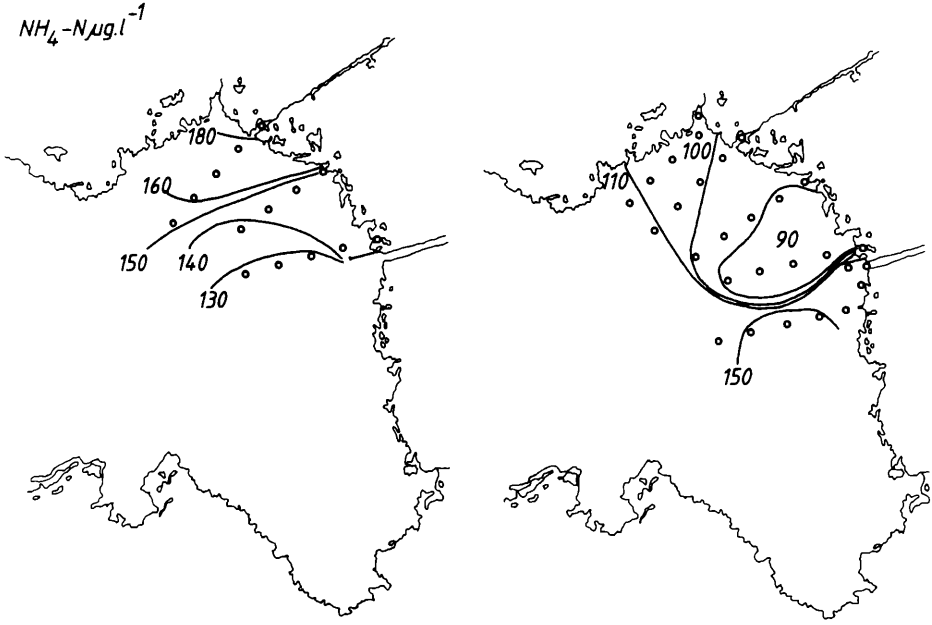

Abb. 14: Isoplethen in der Bucht der Biol. Station. (links — Winter, rechts — Sommer)

8. 3. Untersuchungen an der Schilfschnittfläche

Die Schnittfläche wurde an 12 Probepunkten besammelt. In das Probenetz wurden die Stationen SAR, SAI und SS mit einbezogen. Untersuchungen wurden im Winter (Februar) und Sommer (August) 1983 durchgeführt.

Die Analysenergebnisse sind, soweit es die räumliche Verteilung auf der Schnittfläche betrifft, nicht schlüssig. Für den Phosphor verlief die Tendenz dahingehend, daß die PO_4-Konzentrationen zum landseitigen Rand der Fläche hin abnahmen. Der gelöste organische P war stets niedrig, mit etwas erhöhten Konzentrationen an den Probestellen nächst der Schnittspur im südlichen Teil.

Der NH_4-Stickstoff wies erhöhte Konzentration an den landseitig gelegenen Probenpunkten auf. Das NO_3 zeigte die höchste Konzentration im zentralen Bereich der Schnittstelle. Dieser Befund ist noch am ehesten auf den Schnitteinfluß, d. i. verbesserte O_2-Bedingungen, zurück-

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

zuführen. Wie die Konzentration für P und N in der Schnittfläche zeigten, war gegenüber der Vergleichsstation im ungeschnittenen Teil (SAI) ein signifikanter Unterschied weder im Februar noch im August feststellbar (Tab. 3). Auf Grund der bereits eingetretenen Isolierung des Schilfgürtelwassers vom See, waren jedoch die PO_4-Werte im August wesentlich höher als im Februar. Der NH_4-Stickstoff zeigte dagegen keine wesentlichen Unterschiede. Gleichlautende Ergebnisse lieferten auch bereits die Untersuchungen an den übrigen Stationen im Schilfgürtel (Abb. 5). Die sommerlichen NO_3-Werte, verglichen mit denen des Winters, lagen erheblich niedriger, bzw. NO_3 war unterhalb der Nachweisbarkeitsgrenze. Dies, sowie niedrige Eh-Werte weisen auf die teilweise schlechten Oxydationsbedingungen im Sommer hin. Unmittelbar nach dem Schnitt durchgeführten Analysen (10. 8. 1983, Tab. 3) erbrachten zwar stark in den negativen Bereich gehende Redoxpotentiale und teilweise erhöhte Werte für den gelösten organischen Stickstoff, jedoch sonst keine wesentlichen Konzentrationsunterschiede. Bemerkenswert erscheint, daß auch unter diesen Bedingungen NO_3, im Gegensatz zu den Befunden vor dem Schilfschnitt nachweisbar war.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Tabelle 3

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	SAR	SAI	SS	
Eh mv	+377	+392	+396	+365	+306	+340	+374	+389	+363	+366	+379	+378	+384	+367	+392	
PO_4-P/ug. l^{-1}	30	38	29	23	28	37	43	64	66	47	41	47	37	49	49	
P gel. "	1			14	25	11	1		9		20	18	2			21.2.
NH_4-N "	175	183	158	166	152	174	188	179	232	158	146	153	187	231	158	1983
NO_3-N "	59	86	72	119	79	99	179	85	145	67	79	59	89	72	33	
N gel.	185	113	109	100	144	131	57	127	30	139	134	199	263	138	216	
Eh mv	+377	+366	+386	+374	+386	+320	+446	+171	+200	+91	+162	+195				
PO_4-P/ug. l^{-1}	150	186	160	109	182	127	144	125	112	132	120	131				
P gel. "	3										36	23				9.8.
NH_4-N "	216	47	81	242	107	205	78	302	94	179	148	75				1983
NO_3-N "	38	23	25		34		187	17								vor
N gel.	11	180	289	53	54	55			136	99	125	218				Schnitt
Eh mv	-174					-173						-132	-157	+7	-93	
PO_4-P/ug. l^{-1}	143					172						162	276	172	221	
P gel. "	89															10. 8.
NH_4-N "	125					99						86	31	99	117	1983
NO_3-N "						55						42	216	4	86	nach
N gel.	285					134						182	63	160	45	Schnitt

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

9. Zusammenfassung

In Zusammenhang mit dem Versuch durch Schilfernte im Sommer ein Nährstoffmanagement zu erreichen, wurden P und N Untersuchungen im Schilfgürtelwasser des Neusiedler Sees durchgeführt.

Die Untersuchungen fanden im Schilfgürtel des Ostufers bei Illmitz statt. Die Probenpunkte lagen im dichten Schilf (SAI, SBR), im schütteren Schilf (SN), am landseitigen Schilfrand (SLAG), in der Schilfschnittfläche (SS, SAR, Probestellen 1 — 12) und im freien Wasser an dem Anlegesteg der Biolog. Station (S). Untersuchungsparameter waren das Redoxpotential, P und N mit seinen anorganisch und organisch gelösten Fraktionen. Messungen der Temperatur, pH, Wasserstandes, Windstärke und Windrichtung, ergänzten das Untersuchungsprogramm.

Jahreszeitliche Wasserschwankungen weisen Maxima im Winter und Frühjahr und Minima im Sommer und Herbst auf. Während der Untersuchungsperiode wurde ein Höchststand von 178 cm (März 1983) und ein Tiefststand von 124 cm (Oktober 1983) gemessen. Bei einem Wasserstand von etwa 130 cm konnte ein Trockenfallen des Schilfgürtels beobachtet werden. Während der 3 Untersuchungsjahre trat dies zweimal auf.

Neben diesen längerfristigen Pegeländerungen wurden kurzzeitige Schwankungen durch Windeinwirkung verursacht. Die Folge davon waren Verschiebungen des Wasserkörpers im Schilfgürtel mit konsequenter Zerstörung von Schichtungen, Eindringen von Seewasser in, bzw. Ausdriften von Schilfwasser aus dem Schilfgürtel.

Die Werte für das Redoxpotential lagen in den Stationen mit dichtem Schilf und an der Schilfschnittfläche niedriger als im schütteren Schilf. Sie gingen z. T. weit in den negativen Bereich ($<$ 100mV). Eine Ausnahme machte die Schnittspur an der Versuchsfläche (Station SS), bei der trotz guter Belichtung und vergleichsweise guten Windangriffsmöglichkeiten. negative Potentiale regelmäßig auftraten. Ursache war das von der Schnittmaschine mehrfach niedergewalzte Schilf, das hier im Wasser verrottete. Das Redoxpotential zeigte, abgesehen von Station S, eine ausgeprägte Tagesperiodik und Temperaturabhängigkeit. Negative Potentiale wurden vor allem während der Nacht im Sommer beobachtet, traten jedoch auch im Winter unter Eis auf. Sie waren meist von mehr oder minder starker H_2S-Bildung begleitet. Dies weist darauf hin, daß Schwankungen vor allem durch die biologischen Vorgänge an und in der Detritus-Sedimentschicht verursacht werden.

Während die pH Werte im See zwischen 8 und 9 lagen, traten im Schilfgebiet auch solche um 7 auf. Sie wurden meist zusammen mit niedrigem Eh und H_2S während der Nacht gefunden.

Jahreszeitliche Untersuchungen des PO_4-P ergaben höhere durchschnittliche Werte im dichten Schilf (SBR u SAI mit 48 und 50 $\mu g.l^{-1}$) an der Schnittstelle (SAR und SS mit 50 und 61 $\mu g.l^{-1}$). Die Durchschnitts-Konzentration an der Probenstelle S lag bei 40 $\mu g.l^{-1}$.

Mit Ausnahme von SS war an allen Stationen ein mehr oder weniger deutlicher Jahresgang feststellbar. Auf sommerliche hohe PO_4-P Konzentration (100 $\mu g.l^{-1}$) folgten im September/Oktober niedrige Werte. Diese stiegen im darauffolgenden Winter wiederum an. Der Verlauf war an den Stationen S, SAR und SAI ähnlich. An SS ergab sich hingegen eine kontinuierliche Abnahme der Konzentration.

Mit beginnender Austrocknung war an allen Probenstellen ein starker Anstieg der Konzentration zu verzeichnen. Die Meßwerte erreichten dabei mehr als 450$\mu g.l^{-1}$. Abgesehen von der Situation während der Austrocknung sind die jahresperiodischen Schwankungen der PO_4Werte nicht sehr ausgeprägt.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria; download unter www.biologiezentrum.at

Wesentlich stärker waren diese bei NH_4-N und NO_3-N. Ähnlich wie bei P verhielten sich die Probenstellen in ihrem Verlauf nahezu gleich. Auf ein Sommermaximum (bis 250 $\mu g.l^{-1}$) folgte ein Herbstminimum und ein weiteres Wintermaximum ($\approx$200 $\mu g.l^{-1}$). Am wenigsten ausgeprägt war dieser Jahresgang an Station S. Ähnlich verlief die Gangkurve für NO_3-N, wobei das sommerliche Maximum gegenüber dem NH_4-Maximum zeitlich etwas verschoben war ($\approx$4 Wochen). In vielen Fällen war NO_3 jedoch nicht nachweisbar.

Im Gegensatz zu den Verhältnissen beim P hatte die Austrocknung keine Konzentrationszunahme des anorganischen N zur Folge.

Untersuchungen der PO_4-P Konzentration in den Tag/Nacht-Serien zeigten eine enge Koppelung mit dem Redoxpotential. Diejenigen Stationen, an denen negative Potentiale auftraten, wiesen höhere Konzentrationen auf (150 — 200 $\mu g.l^{-1}$) als die, bei denen die Eh-Werte positiv blieben (100 $\mu g.l^{-1}$). Entsprechend dem spontanen Wechsel des Redoxzustandes änderte sich die Phosphatkonzentration ebenfalls spontan. Die hohen Werte waren meist in den bodennahen Wasserschichten zu finden. Die Schichtungen blieben jedoch auch im dichten Schilf meist nur kurzlebig, auf Nachtstunden beschränkt. Der lineare Zusammenhang zwischen PO_4-P und Eh wird durch die Gleichung $\mu g.l^{-1} = 32{,}57 - 0{,}86$ mV beschrieben. Der Korrelationskoeffizient ist r = 0,59.

Die Vorgänge betreffend den Stickstoff sind wesentlich komplexer wegen der mannigfachen Umsetzung auf mikrobieller und chemischer Basis. Sowohl im Jahresgang als auch in den Tag/Nacht-Serien war ein paralleler Verlauf der Gangkurven für NH_4-N und NO_3-N feststellbar. Der Nitratstickstoff verschwand allerdings während der Nachtstunden. Ein direkter Zusammenhang mit dem Redoxpotential bestand jedoch nicht. Eine starke negative Korrelation zwischen anorganisch- und organisch gelöstem N war vorhanden. Die organisch gelöste Fraktion kann daher als N-pool angesehen werden, aus dem durch mikrobielle Umsetzungen die anorganischen Fraktionen gebildet werden.

Ein Zusammenhang mit dem partikulären Stickstoff konnte nicht aufgezeigt werden. Allerdings scheint die mineralische Seetrübe in der Lage zu sein, organisch gelösten N zu binden.

Die Nachlösung von anorganischem N aus der Detritusschicht erfolgt meist in der Form von NH_4. Es ist daher auch das Verhältnis NH_4:NO_3 meist auf die Seite des Ammoniums verschoben, d. h. die NH_4-Konzentration ist höher als die des NO_3.

Vergleichende Untersuchungen an den 12 Probenpunkten der Schilfschnittfläche zeigten gegenüber den Kontrollstationen keine signifikante Änderung der P- und N-Konzentrationen. Die Werte für PO_4-P zeigten eine Tendenz zum Anstieg am landseitigen Rand, die für NH_4-N waren am seeseitigen Rand der Schnittfläche erhöht. Gegenüber den Rändern der Schnittfläche waren im zentralen Bereich höhere NO_3-N-Konzentrationen zu finden. Dies kann am ehesten noch auf den Einfluß des Schnittes i. e. verbesserte Oxydationsbedingungen zurückgeführt werden.

Summary

In context with a nutrient management attempt via red harvest in summer, P and N were investigated in the water of the reedbelt of the Neusiedler See. The investigations were carried out on the eastern shore near Illmitz. Sampling points were located in dense reed (SAI, SBR), in sparse reed (SN), at the reed border towards firm ground (SLAG), in the cutting area (SS, SAR, points 1 — 12) and in the free water at the jetty of the Biolog. Station (S). The

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

parameters measured were the redoxpotential, the anorganic and the organic fraction of P and N. Complement measurements were carried out on temperature, pH, waterlevel, windspeed, wind direction.

Annual changes of water level showed maxima in winter and spring and minima in summer and autumn. During the period of investigation the highest recorded water level was 178 cm (March 1983), the lowest 124 cm (October 1983). At a water level of about 130 cm the reed belt fell dry. In the course of the three year period of investigation this happened twice.

In addition to the annual changes short termed variations were caused by wind. The consequence was a dislocation of the water body within the reedbelt, causing destruction of gradients, intrusion of lake water into the reed belt and drifting of reed belt water into the open lake.

Values for redox potential were lower in dense reed and the cutting area than in sparse reed. On several occasions they were lower than - 100 mV. An exception was the sampling point in the worn track of the cutting machine, where in spite of good light conditions and comparably favourable possibilities for wind action, negative potentials could be observed regularly. Reason for this was the repeated crushing of reed during the cutting process. causing intense decomposition. It could be shown that the redox potential had a pronounced daily rythm and was depending on temperature. Negative potentials could be observed especially in summer during the night but also in winter under ice. Most of the times they were accompanied by production of H_2S. From these it is to be followed that changes are of predominantly biological origin.

Values for pH in the lake were beween 8 and 9, in the reed belt however, on several occasions pH was around 7. Most of the times this occured together with low Eh and H_2S during the night.

Seasonal investigations of PO_4-P showed mean values at SBR and SAI (dense reed) of 48 and 50 $\mu g.l^{-1}$ and at SAR and SS (cutting area) of 50 and 61 $\mu g.l^{-1}$ respectively. The mean values at the other sampling points were lower, i. e. 40 and 35 $\mu g.l^{-1}$ at S and SLAG respectively.

With the exception of SS an annual cycle could be found at all stations. High concentrations of PO_4 during summer (some 100 $\mu g.l^{-1}$) decreased during September/October and were in turn followed by an increase in winter. Whilst the trend was similar at S, SAR and SAI a continuing decrease of concentration could be observed at SS.

With starting desiccation a pronounced increase of concentration was to be found. Values reached peaks of more than 450 $\mu g.l^{-1}$. Apart from this, changes were not very pronounced. Annual fluctuations were stronger in NH_4-N and NO_3-N and showed a similar trend within the varoius stations. A maximum during summer (up to some 250 $\mu g.l^{-1}$) was followed by a minimum in autumn. During winter the values increased again (some 200 $ug.l^{-1}$). This cycle was least pronounced at station S.

A similar situation was to be found in NO_3-N, the summer maximum however, occured somewhat later than that for NH_4 (about 4 weeks). On many occasions NO_3 was not detectable. In contrast to the phosphorus desiccation had no increase of N concentration as a consequence.

Investigations of PO_4-P concentration during day/night cycles revealed a close linkage with redoxpotential. Stations with negative potentials showed higher concentrations (150 - 200 $\mu g.l^{-1}$) than those with positive Eh values (100 $\mu g.l^{-1}$). With the spontaneous fluctuation of the Eh the P concentration changed accordingly. High P values mostly were to be found in the water layers near the sediment. Gradients however, were short lived even in dense reed and confined mostly to the hours of the night. A linear correlation between PO_4 and Eh was described by the equation $\mu g.l^{-1} = 32{,}57 - 0{,}86$ mV with a coefficient $r = 0{,}59$. In addition to

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

these spontaneous acting solutions from the sediment long term mechanisms are valid.

Because of the diversity of conversions concerning nitrogen, matters are more commplex in this element. During the annual cycles as well as the day/night series a parallel course of the curves for NH_4 and NO_3 existed. Nitrate however disapeared during the night, nevertheless no direct connection to Eh was detectable. A strong negative correlation was apparent between anorganic and organic dissolved N. It is to be concluded that the organic fraction has the function of a pool from which via bacterial conversion anorganic N is formed.

No direct linkage to the particulate N could be found although the mineral turbidity of the lake seems to be able to bind organic dissolved N. Solution of anroganic N from the detritus layer in most cases occures in the form of NH_4. The proportion of NH_4:NO_3 accordingly is on the side of the ammonium.

Comparative investigations on 12 sampling points in the reed cutting area revealed no significant change in the concentrations of P and N. Values for PO_4 tended to increase towards the land side, those for NH_4 towards the lake side of the cutting area. Highest NO_3 concentrations were found in the central area. This probably could be ascribed to slightly improved oxydative conditions following the reed harvest.

Dank

Der Autor bedankt sich bei allen Angestellten und Kollegen an der Biologischen Station, Illmitz, die bei der Durchführung des Projektes mitgeholfen haben. Besonderer Dank gilt Frau Dr. L. Hammer und Herrn Ing. E. Rauchwarter, die sowohl aktiv buchstäblich Tag und Nacht, als auch mit Ratschlägen und Diskussionen an der Arbeit teilhatten.

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

10. Literaturverzeichnis

BANOUB, M. W. (1975): Experimental studies on material transactions between mud and water of the Gnadensee (Bodensee). Verh. JVL, 19: 1263 - 1271

BURIAN, K. (1973): III. Das Schilfgürtel-Ökosystem eines Steppensees. A. Phragmites communis Trin. im Röhricht des Neusiedler Sees. Wachstum, Produktion und Wasserverbrauch. In: ELLENBERG, H. Ökosystemforschung. Springer-Verl. Berlin - Heidelberg - New York: 61 - 78

BURIAN, K. u. SIEGHARDT, H. (1979): The primary producer of the phragmites belt, their energy utilization and water balance. In: LÖFFLER, H. ed. Neusiedler See: The limnology of a shallow lake in central Europe. Dr. W. Junk bv Publ. The Hague - Boston - London: 251 - 272

DOBESCH, H. u. NEUWIRTH, F. (1979): Climatic conditions. In: LÖFFLER, H. ed: Neusiedler See: The limnology of a shallow lake in central Europe. Dr. W. Junk bv Publ. The Hague - Boston - London: 47 - 64

DOBESCH H. u. NEUWIRTH, F. (1983): Das Klima des Raumes Neusiedler See. Raumplanung Burgenland 1983/1 Amt d. Burgenl. Landesreg. pp 111

EINSELE, W. (1936): Über Beziehungen des Eisenkreislaufes zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. Arch. Hydrobiol., 29: 664- 686

EINSELE, W. 1938: Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Eisen-Phosphat-Systemen unter limnochemischen und limnogeologischen Gesichtspunkten. Arch. Hydrobiol., 33: 361 — 387

GRAETZ, D. A., KEENEY, D. R. u. ASPIRAS, R. B. (1973): Eh status of lake sediment water systems in relation to nitrogen transformations. Limnol. & Oceanogr., 18/6: 908 — 917

GUNATILAKA, A. (1984): Phosphorus dynamics in an reedswamp. 3rd Int. Symp. Interactions between sediment and water, Geneva 1984: 272 — 275

HAMMER, L. (1979): Sauerstoffmessungen. BFB-Bericht 39 111

HAMMER, L. (1981): Limnologische Untersuchungen im Neusiedler See und der angrenzenden Schilfregion. Jahresber. 1980, BFB — Bericht 40: 31 — 36

HUTCHINSON, G. E. (1957): A treatise on Limnology, Vol I. N. Y. John Wiley & Sons, Inc.

KOPF, F. (1967): Die Rettung des Neusiedler Sees. Österreichs Wasserwirtschaft Jg. 19, H 7/8: 139 — 151

KUSNEZOW, S. I. (1969): Die Rolle der Mikroorganismen im Stoffkreislauf der Seen. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaft. pp 301

KVET, J. (1973): Mineral nutrients in shoots of reed (Phragmites communis Trin.). Pol. Arch. Hydrobiol. 20/1: 137 — 147

LÖFFLER, H. u. GUNATILAKA, A. (1983): Neusiedler See — a shallow lake and a Phragmites wetland. Manuskript

NEUHUBER, F. u. HAMMER, L. (1979): Oxygen conditions. In LÖFFLER, H. ed: Neusiedler See. The limnology of a shallow lake in central Europe. Dr. W. Junk bv Publ. The Hague-Boston-London: 121 —130

OHLE, W. (1935): Organische Kolloide in ihrer Wirkung auf den Stoffhaushalt der Gewässer. Die Naturwiss., Jg. 23, H 26/28: 480 — 464

OHLE, W. (1940): Chemische Eigenart der småländischen Seen. Verh. IVI, Bd IX: 145 — 159

RAVEH, A. u AVNIMELECH, Y. (1979): Total nitrogen analysis in water, soil and plant material with persulfate oxydation. Wat. Res. Vol. 13: 911 — 912

© Landesmuseum für Burgenland, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

RODEWALD — RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer Bd XXVII E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.

SCHIEMER, F. u. FARAHAT, A. e. M. Z. (1966): Redoxpotential und Sauerstoffverbrauch von Böden einiger Salzgewässer im Gebiet des Neusiedler Sees (Österreich). Sitzber. Österr. Akad. Wiss., Mathem.-naturwiss. Kl., Abt. I, 175 Bd., 4 — 6 H.: 143 — 157

SCHINDLER, D. W., HESSLEIN, R. u. KIPPHUT, G. (1976): Interactions between sediments and overlying waters in an experimentally eutrophied Precambrian Shield Lake. In: GOLTERMAN, H. L. ed. Interactions between sediments and fresh water. Proc. Int. Symp. Amsterdam, the Netherlands, Sept. 6. — 10. 1976. Dr. W. Junk B. V. Publ., The Hague: 235 — 243

SCHRÖDER, R. (1973): Die Freisetzung von Pflanzennährstoffen im Schilfgebiet und ihr Transport in das Freiwasser am Beispiel des Bodensee-Untersees. Arch. Hydrobiol., 71/2: 145 — 158

SOLORZANO, L. (1969): Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. Limnol. & Oceanogr., Vol 14: 799 — 801

STAINTON, M. P., CAPEL, M. J. u. ARMSTRONG, F. A. J. The chemical analysis of fresh Water. Fisheries and Environment Canada Fisheries and Marine Service. Miscellaneous Special Publication No 25 2n ed. Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba

STEHLIK, A. (1972): Chemische Topographie des Neusiedler Sees. Sitzber. Österr. Akad. Wiss., Mathem-naturwiss. Kl., Abt I, 180 Bd, 8 — 10 H: 217 — 278

TESSENOW, U. (1972): Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten. Arch. Hydrobiol./Suppl. 38 (Falkau-Arbeiten 7) 4: 353 — 398

TESSENOW, U. (1979): Die Wechselwirkung zwischen Sediment und Wasser in ihrer Bedeutung für den Nährstoffhaushalt von Seen. Z. f. Wasser- und Abwasser — Forschg., Jg 12, Nr. 2/79: 65 — 72

TIREN, T. (1976): Denitrification in sediment-water systems of various types of lakes. In: GOLTERMAN, H. L. ed. Interactions between sediments and fresh water. Proc. Int. System. Amsterdam, the Netherlands, Sept. 6. — 10. 1976, Dr. W. Junk Publ., The Hague: 363 — 369

UHLEHLOVA, B. u. PRIBIL, S. (1978): Water chemistry in the fishpond littorals. In: DYKYJOVA, D. und KVET, J. eds. Pond Littoral Ecosystems. Ecol. Stud. 28, Springer Verl. Berlin-Heidelberg-New York: 126 — 140

VOGLER, P. (1965): Probleme der Phosphatanalytik in der Limnologie und ein neues Verfahren zur Bestimmung von gelöstem Orthophosphat neben kondensierten Phosphaten und organischen Phosphorsäureestern. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 50/1: 33 — 48

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: 072

Autor(en)/Author(s): Metz Heimo

Artikel/Article: Zur Phosphor- und Stickstoffsituation im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. 311-339