

**UNTERSUCHUNG ZUR VERMINDERUNG DER  
SCHWEBSTOFFFRACHT DER WULKA DURCH ABSETZEN  
VOR DEM EINTRITT IN DEN SCHILFGÜRTEL DES  
NEUSIEDLER SEES UND ZUR VERHINDERUNG DER  
RÜCKLÖSUNG EUTROPHIERENDER STOFFE**

**o.Univ.Prof. DDr. Ing. Wilhelm von der EMDE**

und

**Doz. Dipl.Ing. Dr. Norbert MATSCHÉ**

**Dipl.Ing. Dr. Franziska PLAHL-WABNEGG**

Anschrift:

Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau der TU Wien, Karlsplatz 13, 1040 Wien

Abschluß: Dezember 1986

Finanzierung: BMWF über AGN

Im Rahmen der Arbeitsgemeinschaft Neusiedler See (AGN) wurden in den letzten Jahren umfangreiche Untersuchungen über den Nährstoffeintrag in den Neusiedler See durchgeführt. Die Ergebnisse der Forschungen in den Jahren 1981 bis 1984 wurden inzwischen in einem Sonderband der Wissenschaftlichen Arbeiten aus dem Burgenland veröffentlicht. Auf der Grundlage dieser Arbeiten kam es zu Folgeprojekten, in denen Teilbereiche bearbeitet werden sollten, die in erster Linie eine Entscheidungsgrundlage für Maßnahmen zur Verringerung des Nährstoffeintrages liefern sollen. Ein derartiges Folgeprojekt stellen die Untersuchungen zur Verminderung der Schwebstofffracht der Wulka durch Absetzen vor dem Eintritt in den Schilfgürtel des Neusiedler Sees und zur Verhinderung der Rücklösung eutrophierender Stoffe dar.

## 2. Einleitung und Problemstellung

Die Wulka ist mit einer Jahreswassermenge von ca. 40 Mio. m<sup>3</sup>/a (Beobachtungsreihe 1961—1980) der größte oberirdische Zufluß zum Neusiedler See. Auf die übrigen oberirdischen Zuflüsse entfällt eine Wassermenge von ca. 19 Mio. m<sup>3</sup>/a. Entsprechend der Wassermenge betragen die, durch die Wulka in den See eingebrachten Frachtanteile mit 12.000 t Schwebstoffen, 1.700 t COD und 41 t Gesamtphosphor pro Jahr zwischen 57% (Ges. P.) und 94% (Schwebstoffe) der gesamten Nährstoffbelastung durch oberirdische Zuflüsse (STALZER u. M. 1984). Untersuchungen für das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz (v.d. EMDE u. M. 1984) im Zeitraum August 1981—August 1982 zeigten, daß ein beträchtlicher Anteil der jährlich über die Wulka in den See eingebrachten Nährstofffrachten durch Hochwasserereignisse bedingt ist. Für den genannten Untersuchungszeitraum ergeben sich die folgenden Abschätzungen (Tab. 1):

**Tabelle 1:** Gesamtfracht der Wulka, Untersuchungszeitraum 8/81—8/82

	Hochwasser		Niederwasser		Gesamt t/a
	t/a	%	t/a	%	
Schwebstoffe	14.100	84	2.715	16	16.815
COD	1.396	70	610	30	2.006
Ges.P	24,7	57	18,4	43	43,1

Nach Hochrechnungen von HAIDER 1983 ergeben sich für das Durchschnittsjahr die folgenden Frachten:

	Hochwasser		Niederwasser		Gesamt t/a
	t/a	%	t/a	%	
Schwebstoffe	5.590	71	2.326	29	7.916
COD	487	41	693	59	1.180
Ges.P	11	26	39	74	50

Diese Ergebnisse lassen trotz der großen Schwankungsbreite den signifikanten Anteil der durch Hochwasser bedingten Nährstofffrachten für die ungelösten Komponenten erkennen. Durch die spezifische Situation des Neusiedler Sees gelangen die oben angeführten feststoffge-

bundenen Frachten jedoch nicht direkt in den See, sondern werden beim Durchtritt der Wulka durch den, im westlichen Uferbereich mehrere Kilometer breiten Schilfgürtel in diesem Schilfgürtel zum größten Teil abgelagert. Durch diese Sedimentationsvorgänge kommt es kurzfristig zu einer Entfernung der partikulär gebundenen Nährstoffe, die abgelagerten Schwebstoffe stellen jedoch langfristig ein Nährstoffreservoir, besonders hinsichtlich des Phosphors dar. Durch Wechselwirkungen zwischen den Sedimenten und dem überfließenden Wulkawasser kann insbesondere in der warmen Jahreszeit eine Anreicherung des dem See zufließenden Wulkawassers mit Phosphorverbindungen erfolgen. Diese von früheren Forschungsarbeiten (v. d. EMDE u. M. 1984 u. 1986) bekannten Zusammenhänge führten zu den folgenden Fragestellungen:

- Welche Absetzeigenschaften haben die bei Hochwasserereignissen transportierten Feststoffe und mit welchen Frachtreduktionen kann durch den Bau eines Beckens daher gerechnet werden?
- Welche Vorgänge bzw. Stoffumsetzungen sind in Abhängigkeit von Aufenthaltszeit und Räumintervallen im Becken möglich und welche Auswirkungen haben diese auf den Beckenablauf?
- Wie soll die Wulka nach dem Durchtritt durch das Becken weiter zum See geführt werden und welche Veränderungen gegenüber den jetzigen Verhältnissen sind zu erwarten?

### **3. Sedimentationsverhalten der Schwebstoffe und des Phosphors bei Hochwasserereignissen**

#### **3.1. Allgemeines**

Geht man von der Annahme aus, daß Hochwasserereignisse durch eine Wasserführung von über  $2,5 \text{ m}^3/\text{s}$  charakterisiert sind, so traten im Untersuchungszeitraum (7. 84—12. 85) insgesamt 16 Hochwasserereignisse auf. Die Dauer der Hochwasserereignisse sowie die mittlere und maximale Wasserführung ist in Tab. 2 ersichtlich.

Für die Ermittlung der Wassermengen aus den Wasserständen beim Pegel Schützen wurde zunächst der von der Burgenländischen Landesregierung für das Jahr 1984 erstellte Pegelschlüssel verwendet. Ab einem Wasserstand von mehr als 190 cm wurde der vom Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (TU-Wien) im Sommer 1985 ermittelte Pegelschlüssel herangezogen.

Bei 6 Hochwasserereignissen wurden vom Amt der Burgenländischen Landesregierung Wasserproben entnommen und an diesen an der TU-Wien Sedimentationsversuche durchgeführt. Weiters wurden für die Auswertung auch die Ergebnisse von Sedimentationsversuchen an 3 Hochwasserereignissen, die von KARALL 1984 durchgeführt worden waren, einbezogen. Da im Untersuchungszeitraum nur ein einziges Hochwasserereignis einen maximalen Abfluß von über  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  aufwies (7. 8.—8. 8. 1985), wurden Ereignisse mit einem höheren Spitzenabfluß im Labor simuliert. Dabei wurde von der Überlegung ausgegangen, daß die, in der Wulka bei Hochwasser transportierten Sedimente bei Beginn eines Ereignisses zunächst hauptsächlich aus den bei Niedrigwasserführung im Wulkabett abgelagerten Sedimente bestehen. Mit steigender Wasserführung werden aber auch aus dem Uferbereich Sedimente abgeschwemmt. Ab einer Wasserführung von ca.  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  ufer die Wulka, die in einem abgebochten Trapezprofil geführt wird, in die 2. Überschwemmungsebene aus und daher steigt der Erdanteil ab diesem Zeitpunkt stark an. Durch entsprechende Mischung von bereits abgelagerten Sedimenten (Schlämmen) und Erden können daher Hochwasserereignisse mit einem Abfluß von mehr als  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  simuliert werden.

**Tabelle 2:** Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum (Juli 1984—Dezember 1985)

Datum	Dauer (Stunden)	Wasserführung	
		maximal m <sup>3</sup> /sec	Mittelwert m <sup>3</sup> /sec
24. 9. 84	17,5	3,7	3,2
18. 11. 84	6,0	2,9	2,8
20. 11. 84	8,0	2,8	2,7
20. 3.—31. 3. 85	263	7,5	3,2
7. 5.— 8. 5. 85	24	4,5	3,7
7. 6.— 8. 6. 85	22,5	6,4	5,0
20. 6. 85	4	3,1	2,9
15. 7.—16. 7. 85	3,5	2,9	1,8
7. 8.— 8. 8. 85	25	10,9	4,2
17. 8.—19. 8. 85	29	9,3	5,8
6. 9. 85	5	3,1	2,9
19. 9. 85	3,5	3,2	2,9
2. 11. 85	6	4,7	3,7
23. 11.—25. 11. 85	33	4,5	3,3
6. 12.—23. 12. 85	422	7,5	2,7
29. 12.—30. 12. 85	24	5,0	3,5

### 3.2. Untersuchungsmethodik

Zur Bestimmung des Sedimentationsverhaltens wurden die während der Hochwasserereignisse entnommenen Proben ins Labor transportiert und zunächst gut aufgerührt und anschließend in 1000 ml Standzylinder abgefüllt. Aus diesen Standzylindern wurde der Überstand nach vorgegebenen Zeitintervallen abpipettiert und auf die entsprechenden Parameter analysiert. Die Analysen selbst erfolgten nach Deutschen Einheitsverfahren, lediglich bei der Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfes wurde nach ÖNORM 6265 Verfahren C vorgegangen. Die Bestimmung des Gehaltes an ungelösten Feststoffen erfolgte durch Membranfiltration (Porendurchmesser 0,45 µm). Für die Simulation von Hochwasserereignissen mit einem Spitzenabfluß über 10 m<sup>3</sup>/sec wurden Mischungen aus Erde aus dem Einzugsgebiet und Sedimenten aus dem Wulkabett hergestellt. Diese wurden in Wasser suspendiert und danach die Absetzversuche in der gleichen Weise wie für direkt entnommene Proben durchgeführt.

### 3.3. Ergebnisse der Sedimentationsversuche

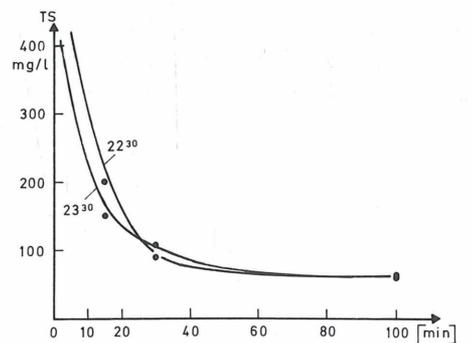
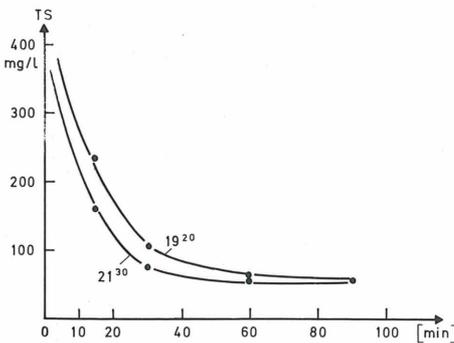
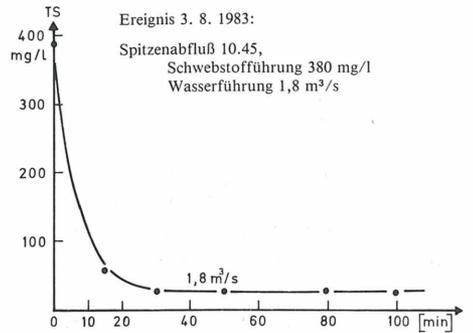
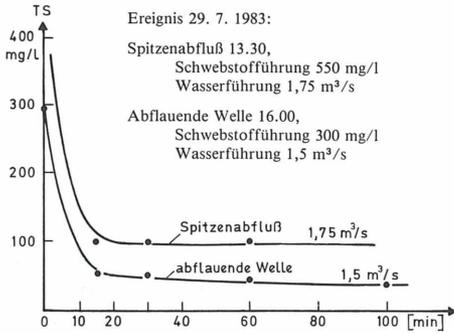
Für einige Hochwasserereignisse in den Jahren 1983 und 1985 ist in der Abb. 1 der Schwebstoffgehalt über der Absetzzeit aufgetragen. Es handelt sich bei diesen Untersuchungen um Hochwasserereignisse mit einem Abfluß zwischen 1 und 10 m<sup>3</sup>/s. Ohne zunächst auf die Unterschiede bei den einzelnen Ereignissen einzugehen, läßt sich sagen, daß die Absetzkurven ähnlich verlaufen. Eine Absetzzeit von 30 Min. reicht in den meisten Fällen aus, daß der Schwebstoffgehalt der Wulka unter 100 mg/l sinkt. Der Schwebstoffgehalt bei Niedrigwasser liegt im langjährigen Mittel (Juli 1982 bis Dezember 1985) bei 65 mg SS/1 ± 49.

Für einige ausgewählte Ereignisse wurde auch die Konzentration an Gesamtphosphor während des Absetzvorganges beobachtet (Abb. 2).

Wie aus den Abb. 1 und 2 ersichtlich, verlaufen die Absetzkurven für den Gesamtphosphor ganz ähnlich wie die für die Schwebstoffe. Es genügt daher, den Phosphorgehalt der Schwebstoffe zu kennen um die Rückhalteraten für den partikulären Phosphor abzuschätzen.

**Tabelle 3:** Phosphorgehalt der Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen

Hochwasserereignis	Spitzenabfluß Q m <sup>3</sup> /s	Partikulärer P mg/g TS (Mittel)
5.—6. 8. 1982	24	1,7
29. 7. 83	1,75	3,2
3. 8. 83	1,8	4,0
3. 9. 83	2,8	3,2
15. 6. 85	1,4	2,3
20. 6. 85	2,7	2,4
7. 8. 85	7,5	2,0
6. 11. 85	1,4	3,9
13. 12. 85	4,7	2,9



**Abb. 1:** Sedimentationsverhalten der Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen (Teil 1)

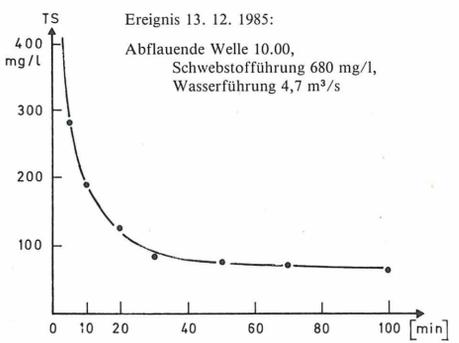
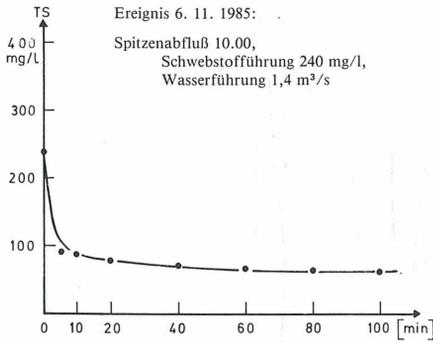
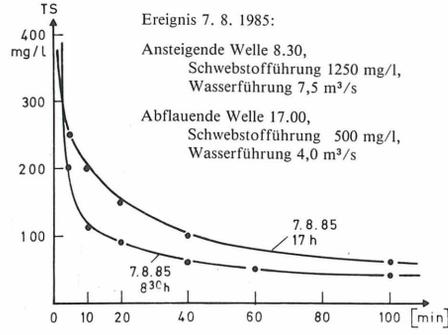
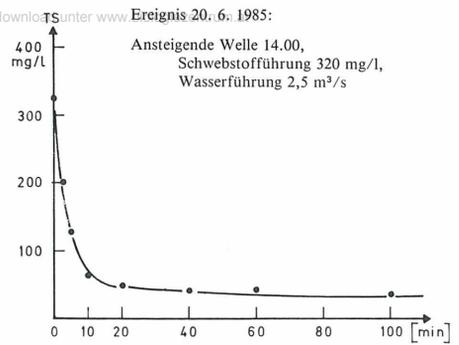
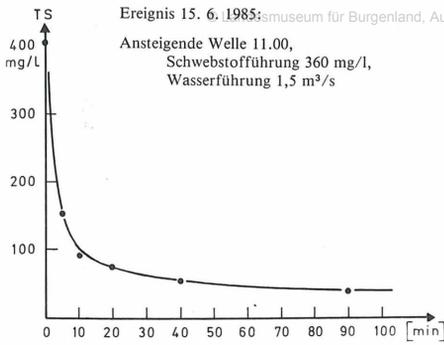
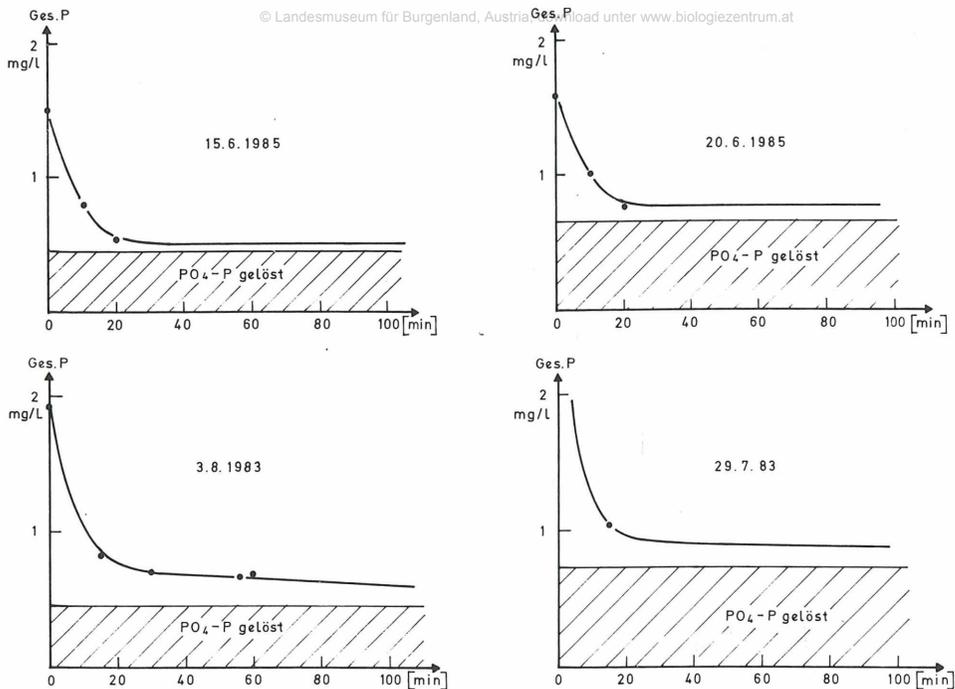


Abb. 1: Sedimentationsverhalten der Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen (Teil 2)

Der Phosphorgehalt der Schwebstoffe wurde jeweils über das gesamte Hochwasserereignis gemittelt, wobei alle Ergebnisse, die bei einem Schwebstoffgehalt von unter 200 mg/l gemessen wurden, wegen des großen Fehlers, der bei den Analysen in diesem Bereich auftritt, ausgeklammert wurden.

Aus der Tab. 3 geht hervor, daß der Phosphorgehalt bei sehr hoher Wasserführung (24 m<sup>3</sup>/s) deutlich geringer ist. Dies dürfte auf die unterschiedliche Herkunft der Schwebstoffe zurückzuführen sein. So werden bei Hochwasserereignissen, die auf eine längere



**Abb. 2:** Sedimentationsverhalten des partikulären Phosphors bei Hochwasserereignissen

Trockenperiode folgen, zunächst die sich im Wulkabett befindlichen Sedimente transportiert. Diese Sedimente waren längere Zeit in Kontakt mit dem überfließenden aeroben Wasserkörper und haben dabei Phosphor aus dem Wasser aufgenommen. Bei einem Abfluß von über  $10 \text{ m}^3/\text{s}$  werden nicht nur die im Bachbett befindlichen Sedimente transportiert, sondern auch Erde aus dem Einzugsgebiet. Ab einer Wasserführung von ca.  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  wird vorwiegend Erde aus den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Wulka eingetragen.

Betrachtet man die Sedimentationsverläufe bei den einzelnen Hochwasserereignissen getrennt (Abb. 1), so ergibt sich zunächst, daß mit steigendem Abfluß der absetzbare Anteil (in %) zunimmt; dies hängt ebenfalls mit der Herkunft der Schwebstoffe zusammen. Feinkörnige Sedimente aus dem Wulkabett haben, wie später noch gezeigt wird, schlechtere Absetzeigenschaften als z.B. Erde aus den an die Wulka angrenzenden Feldern.

Für die Wirksamkeit des Beckens ist jedoch weniger die prozentuelle Abnahme der Schwebstoffe von Bedeutung, sondern die verbleibende Restbelastung. Diese Restbelastung ist vor allem von der Absetzzeit und damit von der Größe des Beckens abhängig. Geht man bei der Bemessung des Beckens von einem Hochwasserereignis mit einem Spitzenabfluß von z.B.  $24 \text{ m}^3/\text{s}$  aus, für das eine Aufenthaltszeit von 15 bzw. 30 min im Becken vorgesehen wird, so ergeben sich für Hochwässer mit geringerem Spitzenabfluß die in Abb. 3 dargestellten Aufenthaltszeiten.

Wie Abb. 3 zeigt, steht bei der genannten Bemessungsgröße für Hochwässer unter  $3 \text{ m}^3/\text{s}$  eine Sedimentationszeit von mehr als 3 Stunden zur Verfügung. Bei diesen langen Sedimentationszeiten liegt die Schwebstoffbelastung nach dem Absetzbecken im Bereich der bei Niedrigwasser, sodaß auch die Unterschiede in den Absetzkurven, die sich z.B. zwischen der anstei-

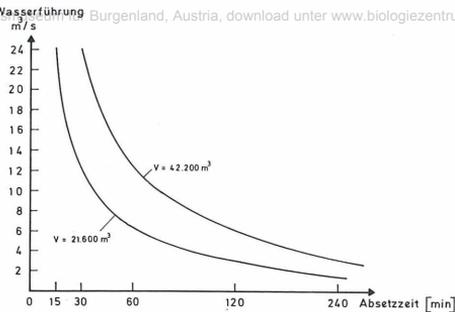


Abb. 3: Aufenthaltszeit in Abhängigkeit von der Wasserführung

genden und ablaufenden Welle ergeben, nicht ins Gewicht fallen. Für Hochwasserereignisse mit einem Spitzenabfluß über 10 m<sup>3</sup>/s standen außer dem Ereignis vom 5./6. 8. 1982 keine Proben für Sedimentationsversuche zur Verfügung. Eine Abschätzung von Restfrachten nach erfolgter Sedimentation muß daher aus Simulationsversuchen mit Gemischen aus Bachbette-sedimenten und Erde aus dem Einzugsgebiet erfolgen.

Als Anhaltspunkt für die Schwebstoffkonzentration kann in erster Näherung aus dem Ereignis vom 5./6. 8. 1982 linear hochgerechnet werden. Die maximale Schwebstoffkonzentration bei dem genannten Ereignis betrug 6000 mg/l. Das Absetzverhalten der Schwebstoffe im Laborversuch zeigt Abb. 4.

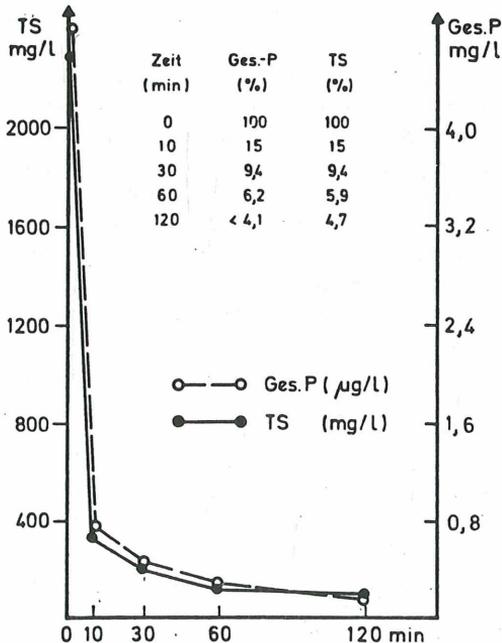


Abb. 4: Absetzverhalten der Schwebstoffe bei Hochwasserereignis 5./6. 8. 1982

Ausgehend von einem Schwebstoffgehalt von 8 g/l wurden verschiedene Mischungen aus Erde aus dem Einzugsgebiet und Wulkasedimenten hergestellt. Dabei zeigten alle Mischungen ein Absetzverhalten, das zwischen den beiden Extremwerten „nur Erde“ oder „nur Wulkasediment“ lagen. In Abb. 5 sind daher nur die Absetzkurven sowohl für die Schwebstoffe als auch für den part. Phosphor für Erde und für Wulkasediment dargestellt.

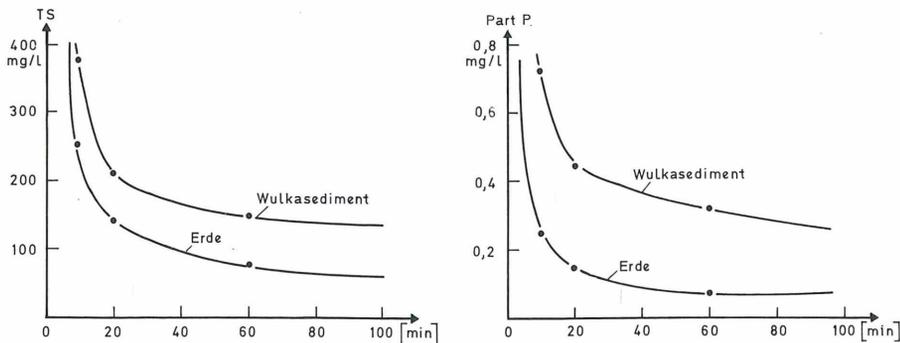


Abb. 5: Sedimentationsverhalten von Wulkasedimenten bzw. Erde aus dem Einzugsgebiet. Ausgangstrockensubstanzgehalt 8 g/l

Der Vergleich der Absetzkurven für die Schwebstoffe und den partikulären Phosphor in Abb. 5 zeigt, daß die Sedimente aus dem Wulkabett einen etwa doppelt so hohen Phosphorgehalt aufweisen als Erden aus dem Einzugsgebiet.

Ein Vergleich dieser Absetzkurven mit der beim Hochwasserereignis vom 5./6. 8. 1982 erhaltenen zeigt, daß es sich bei den bei diesem Hochwasser transportierten Sedimenten tatsächlich um ein Gemisch aus Bachsediment und Erde handelt. Die in Abb. 5 dargestellten Kurven sollen auch nur alle möglichen Fälle einschließen. Die Absetzeigenschaften verschlechtern sich mit zunehmendem Sedimentanteil. Bestünde das beim Bemessungshochwasser transportierte Sediment nur aus Bachsedimenten, so würde mit einer Absetzzeit von 30 min ein Restschwebstoffgehalt von ca. 200 mg/l und eine schwebstoffgebundene Phosphorkonzentration von ca. 0,4 mg/l im abgesetzten Wasser erreicht werden. In Wirklichkeit ist aber bei Hochwasserereignissen, die zum Ausufern der Wulka in die 2. Überschwemmungsebene führen, immer mit einer Mischung von Bachsedimenten und Erde zu rechnen.

Aus den Sedimentationsversuchen (Abb. 1 und 2) lassen sich in Abhängigkeit von der Sedimentationszeit die verbleibenden Restbelastungen errechnen (Tab. 4). Aus Tab. 4 ergibt sich, daß zwischen der Wasserführung und dem Sedimentationsverhalten der Schwebstoffe kein direkter Zusammenhang besteht. Um die Restbelastung, die nach Errichtung eines Absetzbeckens in der Wulka verbleibt, abzuschätzen, wurde von folgender Überlegung ausgegangen:

Nach 90 Minuten Absetzzeit war die Restbelastung durch Schwebstoffe bei allen untersuchten Ereignissen auf einen Wert abgesunken, der im Bereich der Schwebstoffbelastung bei Niedrigwasser liegt. Werden nun bestimmte Sedimentationsvolumina betrachtet, so können Ereignisse, bei denen sich Aufenthaltszeiten im Becken von mehr als 90 min ergeben, ausgeschieden werden. Für den Zeitraum Juli 84 bis Dezember 85 errechnen sich für ein Beckenvolumen von 21.600 m<sup>3</sup> die in Tab. 5 angeführten Aufenthaltszeiten. (Anm.: Die Beckenvolumina wurden so gewählt, daß für ein Bemessungshochwasser von 24 m<sup>3</sup>/sec eine Aufenthaltszeit von 15 bzw. 30 min gegeben ist.)

**Tabelle 4:** Restbelastung der Wulka nach unterschiedlichen Sedimentationszeiten

Q m <sup>3</sup> /s	SS mg/l	Restbelastung (SS) nach Minuten Absetzzeit in mg/l			
		15'	30'	60'	90'
0,75	585	230	105	60	50
1,5	300	50	50	45	35
1,75	550	100	95	95	90
1,8	380	55	25	25	25
2,2	1115	160	75	50	50
2,8	1500	150	105	70	65
3,2	2140	200	90	70	65
4,0	500	175	125	80	65
4,7	680	150	80	75	70
7,5	1520	100	75	50	45
24	5800	290	200	100	80

Diesen Berechnungen wurden die Ergebnisse der Laborversuche zu Grunde gelegt. Der hydraulische Wirkungsgrad eines Absetzbeckens kann jedoch je nach den baulichen Gegebenheiten wesentlich geringer sein, wobei ein flaches Becken günstiger ist. Die Absetzzeiten, die für die Hochwasserereignisse in Tab. 5 errechnet wurden, überschreiten bei einem angenommenen Beckenvolumen von 21.600 m<sup>3</sup> jedoch auch für den jeweiligen Spitzenabfluß in allen Fällen 30 Minuten. Damit hätten im Zeitraum Juli 84 bis Dez. 1985 alle Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen, die mehr als 30% über die Grundbelastung der Wulka bei Niedrigwasser hinausgehen, in einem Becken mit einem Volumen von 21.600 m<sup>3</sup> zurückgehalten werden können.

**Tabelle 5:** Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum Juli 84 — Dezember 85 (Sedimentationszeiten, Beckenvolumen V = 21.600 m<sup>3</sup>)

Ereignis	Wasserführung		ungel. Stoffe		Absetzzeit (min)	
	Tagesmittel m <sup>3</sup> /s	Spitzenabfluß m <sup>3</sup> /s	mg/l	t/Ereignis	Tagesmittel min	Spitzenabfluß min
24. 9. 84	3,2	3,7	310	62,5	113	97
18. 11. 84	2,8	2,9	260	15,7	128	124
20. 11. 84	2,7	2,8	240	18,7	133	129
20. 3.—31. 3. 85	3,2	7,5	310	939,2	113	48
7. 5.— 8. 5. 85	3,7	4,5	410	131,1	97	80
7. 6.— 8. 6. 85	5,0	6,4	680	275,4	72	56
20. 6. 85	2,9	3,1	280	11,7	124	116
15. 7.—16. 7. 85	2,8	2,9	260	9,2	128	124
7. 8.— 8. 8. 85	4,2	10,9	500	189,0	86	33
17. 8.—19. 8. 85	5,8	9,3	850	514,7	62	39
5. 9. 85	2,9	3,1	280	14,6	124	116
9. 9. 85	2,9	3,2	280	10,2	124	113
2. 11. 82	3,7	4,7	410	32,8	97	77
23. 11.—25. 11. 85	3,3	4,5	330	129,4	109	80
6. 12.—23. 12. 85	2,7	7,5	240	984,4	133	48
29. 12.—30. 12. 85	3,5	5,0	360	108,9	103	72

**Tabelle 6:** Sedimentationszeiten bei Hochwasserereignissen im Durchschnittsjahr bei verschiedenen Beckenvolumina

Hochwasserabfluß von bis m³/sec	Mittelwert m³/sec	Ereignis/Jahr n	SS roh t/a	V = 21.600 m³		V = 43.200 m³		V = 64.800 m³	
				Absetzzeit min	Restfracht t/a	Absetzzeit min	Restfracht t/a	Absetzzeit min	Restfracht t/a
0,6—1,5	0,93	8,8	n.s	387	n.s	774	n.s	1161	n.s
1,5—5,0	2,92	7,0	1750	123	n.s	247	n.s	370	n.s
5—10	7,02	1,1	1880	51	56(3%)	103	n.s	154	n.s
>10	19,0	0,7	2520	19	126(5%)	38	86(3,4%)	57	43(1,7%)
Summe			6150		182		86		43

n.s: nicht sedimentierbare Restfracht, da die Schwebstoffkonzentration unter 100 mg/l liegt (Schwebstofffrachten nach HAIDER, 1983)

Analog zu Tab. 5 kann eine derartige Abschätzung auch für ein Durchschnittsjahr (nach HAIDER, 1983) vorgenommen werden. Wie in Tab. 6 ersichtlich, könnte durch ein Absetzbecken mit einem Volumen von 21.600 m³ eine Reduktion der Schwebstofffracht von 6150 t auf 182 t im Durchschnittsjahr erreicht werden; dies entspricht einer Reduktion um >95%. Bei Verdoppeln des Beckenvolumens würde eine Reduktion der Schwebstoffe von >98% erreicht. Im Hinblick auf die Schwebstofffracht der Wulka (66 mg/l ± 49) bei Niedrigwasser, die ca. 850 t/a beträgt, scheint eine Reduktion der Schwebstoffe auf mehr als 95% (182 t/a) nicht erforderlich.

## 4. Möglichkeiten der Weiterführung der Wulka nach einem Absetzbecken

### 4.1. Weiterführung der Wulka nach einem Absetzbecken in einem Gerinne

Wird die Wulka nach dem Absetzbecken in einem Gerinne dem See zugeleitet, so ist mit keiner Änderung der Nährstoffverhältnisse im Wulkawasser nach dem Becken zu rechnen. Die Nährstofffrachten, die derzeit bei Niedrigwasser zu einem großen Teil im Schilfgürtel umgesetzt werden, gelangen dann direkt in den See. Die Nährstoffbelastung der Wulka bei Niedrigwasser zeigt Tab. 7.

**Tabelle 7:** Nährstoffbelastung der Wulka bei Niedrigwasserführung (35.000 m³/d), 385 Ta-gemischproben (Juli 82—Juli 84)

	mg/l	t/a
COD	24,8	316
NH <sub>4</sub> -N	0,7	8,9
NO <sub>3</sub> -N	6,5	83
PO <sub>4</sub> -P	0,38	4,9
Ges.P	0,79	10
Schwebstoffe	65	830

Bei dem derzeitigen Fließweg der Wulka durch den Schilfgürtel werden, wie Untersuchungen in den vergangenen Jahren zeigten, die Stickstoffkomponenten  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{NO}_3\text{-N}$  vollständig entfernt. Hinsichtlich des Phosphors kommt es jedoch durch Rücklösevorgänge im Schilfgürtel zu einer Zunahme der Konzentration und damit der Phosphorfracht, die dem See zugeführt wird (Gutachten für das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz 1986: Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Fließgewässer). Gegenüber den derzeitigen Verhältnissen ergeben sich durch den Bau eines Beckens und die Weiterführung der Wulka die folgenden Veränderungen:

Durch ein Sedimentationsbecken könnten im Normaljahr über 90% der Schwebstofffracht, die bei Hochwasserereignissen derzeit in den Schilfgürtel gelangt, entfernt werden. Da die Schwebstoffe bei Hochwasserereignissen einen Phosphorgehalt von 2—3 g/kg TS aufweisen, wird auch der Eintrag von Phosphor entsprechend vermindert. Bei einer entsprechenden Betriebsweise des Beckens (selbsttätiges Trockenlaufen nach dem Abflauen einer Hochwasserwelle und häufige Räumung) kann die Rücklösung von Phosphor aus den abgesetzten Sedimenten weitgehend hintangehalten werden. Damit wird dem See ganzjährig eine weitgehend gleichbleibende Phosphorfracht zugeführt. Der derzeit in der warmen Jahreszeit auftretende Anstieg in der Phosphorkonzentration kann vermieden werden, die insgesamt in einem Jahr bei Niedrigwasser eingebrachte Phosphorfracht dürfte sich jedoch nicht wesentlich ändern, da derzeit ein Teil des Phosphors in der kalten Jahreszeit von den Sedimenten im Schilfgürtel zurückgehalten wird.

Bezüglich der löslichen Stickstoffkomponenten Ammonium und Nitrat kommt es bei Führung der Wulka in einem Gerinne gegenüber dem jetzigen Zustand zu einer deutlichen Verschlechterung. Die bei Niedrigwasser in der Wulka vorhandene Nitratfracht von ca. 220 kg/d gelangt direkt in den See. Die Ammoniumkonzentration in der Wulka beträgt zwar im Jahresmittel nur 0,7 mg/l, während der Wintermonate wurden aber auch schon Konzentrationen von einigen mg/l gemessen. Derzeit wird Ammonium auch in den Wintermonaten im Schilfgürtel nitrifiziert und das dabei entstehende Nitrat denitrifiziert.

Die Weiterführung der Wulka in einem Gerinne könnte sich auch hinsichtlich der Schwebstoffe negativ auswirken, wenn Hochwasserereignisse auftreten, die einen höheren Spitzenabfluß aufweisen als das Bemessungshochwasser. In diesem Fall gelangen die Schwebstoffe bzw. die an die Schwebstoffe gebundenen Nährstoffe, die im Becken nicht zurückgehalten werden können, direkt in den See.

## **4.2. Weiterführung des Wulkawassers nach dem Absetzbecken durch einen derzeit nicht durchflossenen Teil des Schilfgürtels**

### *4.2.1. Allgemeines*

Das derzeit eingereichte generelle Projekt Variante II sieht eine Ableitung des Wulkawassers aus dem Becken durch einen derzeit nur bei Hochwasser durchflossenen Teil des Schilfgürtels vor (Donnerskirchner Schilfgürtel). Die Fließstrecke vom Beckenauslauf bis zum See beträgt ca. 3 km Luftlinie. Die tatsächlich durchflossene Fläche kann wegen fehlender Höhenangaben nur geschätzt werden. Nimmt man ähnliche Verhältnisse an, wie bei dem derzeitigen Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel (5 km Luftlinie, 50 ha durchflossene Fläche), so ergibt sich eine durchflossene Fläche von ca. 18—20 ha. Für die Abschätzung von Veränderungen im Wulkawasser wurden Untersuchungen an einer ca. 1 ha großen Fläche vorgenommen (projektierter Beckenstandort). Die Annahme, daß diese Fläche auch den ganzen Teil, der durchflossen werden kann, repräsentiert, ist natürlich mit großen Unsicherheiten behaftet. In erster Näherung muß jedoch angenommen werden, daß die Zusammensetzung der in diesem Bereich vorhandenen Sedimente, da sie gleichen Ursprungs sind, im ganzen Schilf-

gürtel ähnlich ist (gleicher Pflanzenwuchs, Überflutung bei ausgeprägten Hochwasserereignissen). Bei den Untersuchungen im Donnerskirchner Schilfgürtel wurde vor allem darauf Wert gelegt, daß die Ergebnisse mit denen, die an den Versuchsflächen auf der Ganswiese (derzeit durchflossener Teil des Schilfgürtels) erhalten worden waren (v.d. EMDE u. M. 1986) vergleichbar sind.

Bei normaler Wasserführung weist die Wulka im Mittel (14 Stichproben 6. 84—11. 85) einen Gehalt an Ammonium von 0,7 und einen Nitratgehalt von 6,5 mg/l auf. Daraus ergibt sich bei einer Niedrigwasserführung von 400 l/sec (ca. 35.000 m<sup>3</sup>/d) eine Fracht von 24,5 kg Ammoniumstickstoff (NH<sub>4</sub>-N) und 228 kg Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N) pro Tag. Wie Untersuchungen für das BM für Gesundheit und Umweltschutz 1986 zeigten, gelangen bei der derzeitigen Situation diese Frachten nicht in den See, sondern werden im Schilfgürtel zur Gänze entfernt. Bei der Änderung des Fließweges der Wulka muß daher dem Verbleib der Stickstoffkomponenten besondere Beachtung geschenkt werden.

#### 4.2.2. Mögliche Stoffumsetzungen im Donnerskirchner Schilfgürtel

##### 4.2.2.1. Umsetzung von Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen sind in der Natur einem Kreislauf unterworfen, man spricht vom sogenannten Stickstoffkreislauf. Organische Stickstoffverbindungen (Eiweiß) werden durch biologischen Abbau über Zwischenprodukte (z.B. Harnstoff) zu anorganischen Stickstoffverbindungen abgebaut (NH<sub>4</sub>-N). In einer weiteren Folge von mikrobiellen Reaktionen kann Ammonium (NH<sub>4</sub>-N) zu Nitrit (NO<sub>2</sub>-N) oder Nitrat (NO<sub>3</sub>-N) oxidiert werden. Nitrat und Nitrit können durch bakterielle Reduktion zu elementarem Stickstoff (N<sub>2</sub>) umgewandelt werden oder durch Assimilation wieder zur Bildung organischer Stickstoffverbindungen führen. In Abb. 6 sind die Zusammenhänge vereinfacht dargestellt.

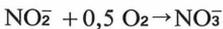
Für das System Wasser-Sediment im Schilfgürtel sind in erster Linie die Nitrifikation und die Denitrifikation von Bedeutung.

##### a) Nitrifikation

Unter Nitrifikation versteht man die mikrobielle Oxidation von Ammoniumstickstoff zu Nitrat. Zur Nitrifikation sind nur wenige autotrophe Bakterien imstande. Nitrosomonas-Bakterien oxidieren zunächst Ammonium zu Nitrit:



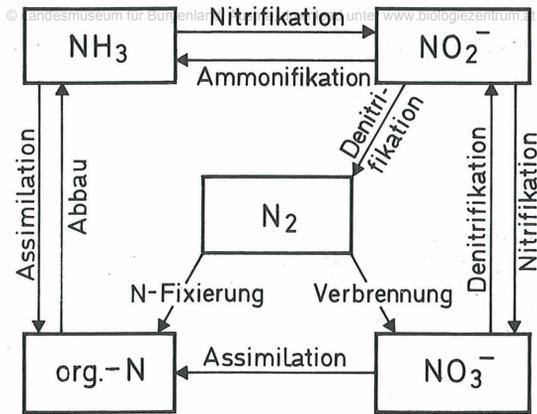
Zur Oxidation des Nitrits zum Nitrat sind die Nitrobacter-Bakterien befähigt:



Die Gesamtreaktion der Nitrifikation ergibt daher:



Beide Stufen der Nitrifikation verlaufen unter Energiegewinn. Die freigesetzte Energie wird von den autotrophen Bakterien zur Synthese neuer Biomasse unter Verwendung von CO<sub>2</sub> als Kohlenstoffquelle genutzt. Als autotrophe Bakterien benötigen Nitrosomonas und Nitrobacter als Nahrungsquelle nur CO<sub>2</sub>, Sauerstoff und Ammonium bzw. Nitrit für ihr Wachstum. Im allgemeinen dürfte die zweite Stufe der Reaktion rascher ablaufen als die erste, da Nitrit bei Nitrifikationsprozessen nur in Ausnahmefällen nachgewiesen werden kann.

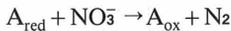


## Stickstoff-Kreislauf

Abb. 6: Stickstoffkreislauf

### b) Denitrifikation

Unter dem Begriff der Denitrifikation wird die Reduktion von oxidierten Stickstoffverbindungen verstanden. Im Gegensatz zur Nitrat-Assimilation, bei der Nitrat meist auf die Stufe von Ammonium reduziert wird und hierauf der Einbau in die Zelle erfolgt, Nitrat also als Stickstoffquelle dient, wird bei der Denitrifikation nur der an das Stickstoffmolekül gebundene Sauerstoff von den Organismen verbraucht, wobei über die Zwischenprodukte Nitrit ( $\text{NO}_2$ ) und Distickstoffoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) schließlich gasförmiger Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) entsteht. Die Denitrifikation läuft allgemein nach folgender Gleichung ab:



Die Komponente  $\text{A}_{\text{red}}$  stellt das Substrat für die Denitrifikation dar und wird auch Elektronendonator des Prozesses genannt, da während des Prozesses der Denitrifikation Elektronen von dieser Verbindung zum Nitrat übergehen. Als Substrat für die Denitrifikation können organische aber auch anorganische Verbindungen verwendet werden. Als organische Verbindungen kommen zunächst Wasserinhaltsstoffe, aber auch aus dem Sediment stammende Stoffe (z.B. verrottetes Pflanzenmaterial) in Frage. Nach Angaben in der Literatur (CHRISTENSEN 1977) werden für die Denitrifikation 2–3 mg BSB<sub>5</sub> pro mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  benötigt.

#### 4.2.2.1.1. Versuchsmethodik

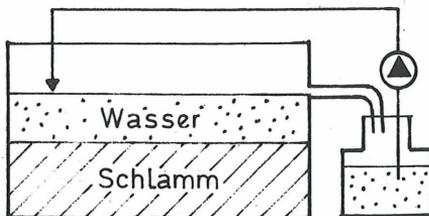
Sofern nicht anders angegeben, wurden alle Sedimente nur aus den obersten Schichten (ca. 3 cm) entnommen. Nach dem Transport ins Labor wurden die Proben bei 5°C bis zu ihrer Verwendung gelagert. In den meisten Fällen wurden die Laborversuche, um zwischenzeitliche Umsetzungen zu vermeiden, an dem, der Probenahme folgenden Tag durchgeführt. Vor dem Versuch wurden die Proben in der Regel mit aus der Wulka zur gleichen Zeit entnommenen Wasser auf einen Trockensubstanzgehalt von ca. 100 g/l verdünnt. Abweichende Konzentrationen wurden entsprechend umgerechnet. Um die Umsatzraten, die bei Laborversuchen erhalten wurden, auf die Fläche umzurechnen, wurde folgende Annahme getroffen:

Die Umsatzraten werden in erster Linie durch die oberste Schicht (ca. 1 cm) bestimmt. Daraus ergibt sich, daß 1 l Schlamm ca. 0,1 m<sup>2</sup> bedeckt, sodaß die im Laborversuch ermittel-

ten Umsatzraten ohne weiteres auf  $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  umgerechnet werden können. Für Laborversuche zur Nitrifikation wurde je 1 l der mit Wulkawasser versetzten Sedimente in Kolben gefüllt und mit einem Aquariumbelüfter zunächst 1 Stunde belüftet. Danach wurde eine entsprechende Menge Ammonium zugesetzt und in Abständen von 1/2 bis 1 Stunde ca. 4 ml Proben entnommen. Die Proben wurden filtriert und mit Hilfe eines Autoanalyzers die Ammonium- und die Nitratkonzentration bestimmt.

Die Denitrifikationsversuche wurden in ähnlicher Weise wie die Versuche zur Nitrifikation durchgeführt. Anstelle der Belüftung wurde gerührt und als Substrat wurde eine entsprechende Menge Nitrat zugegeben. Da die Denitrifikation Kohlenstoffverbindungen als Elektronendonator benötigt, wurde, wenn die maximale Aktivität bestimmt werden sollte, Glucose als leicht abbaubares Substrat zugesetzt.

Um flächenbezogene Umsatzraten zu erhalten, wurden durchflossene Versuchsbecken verwendet. Diese Methode wurde bereits für Versuche zum Stoffaustausch am Isar Speichersee von HAMM 1980 verwendet. Abb. 7 zeigt die Versuchsanordnung.



**Abb. 7:** Versuchsanordnung zur Simulation von Stoffumsetzungen zwischen Wasser und Sediment

Die Anordnung besteht aus einer Plastikwanne mit einer Grundfläche von  $0,106 \text{ m}^2$ . Diese wurde mit Sediment bis zu einer Höhe von 8 cm und anschließend mit Wasser bis zum Überlauf gefüllt. Der Überlauf wurde in einem 5 l fassenden Ausgleichsgefäß gesammelt und konnte mit einer Pumpe nach Bedarf in eine Verteilungsrinne gepumpt werden. Von der Verteilungsrinne wurde die Sedimentoberfläche mit dem Wasser beschickt, sodaß eine ähnliche Strömung erzeugt werden konnte, wie sie an der Ganswiese beobachtet wurde. Die Entnahme von Proben erfolgte stets aus dem Ausgleichsgefäß, Wasserverluste durch Verdunsten wurden je nach Fragestellung ausgeglichen. In regelmäßigen Abständen wurden Proben gezogen.

#### 4.2.2.1.2. Ergebnisse

Untersuchungen über Nitrifikationsleistung von Sedimenten können durch Zugabe eines Überschusses an Substrat ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) relativ einfach im Labor bestimmt werden. Wenn die Mächtigkeit der Sedimentschicht, die an den Umsetzungen beteiligt ist, bekannt ist, lassen sich die Ergebnisse auch leicht auf die Fläche umrechnen. Bei den Untersuchungen an der Ganswiese hatte sich die Übertragbarkeit solcher Laborversuche auf Gegebenheiten im Schilfgürtel als gut herausgestellt. In Abb. 8 sind die Ergebnisse einiger Laborversuche zur Nitrifikation mit Schlämmen, die an der Ganswiese entnommen wurden, dargestellt. Wie aus der Abb. 8 ersichtlich, wurden mit unterschiedlichen Schlämmen auch unterschiedliche Nitrifikationsraten gefunden (zwischen  $0,5$  und  $3,3 \text{ mg NH}_4\text{-N}/\text{h}$ ). Auf die Fläche bezogen bedeutet dies eine Umsatzrate von  $120\text{—}810 \text{ mg N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Wurden nun mit der gleichen Versuchsanordnung Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel auf ihre Nitrifikationskapazität untersucht, so wurde der folgende Kurvenzug (Abb. 9) erhalten.

Wie in Abb. 9 ersichtlich, unterscheidet sich das Verhalten der Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel in mehreren Punkten von dem der Schlämme von der Ganswiese.

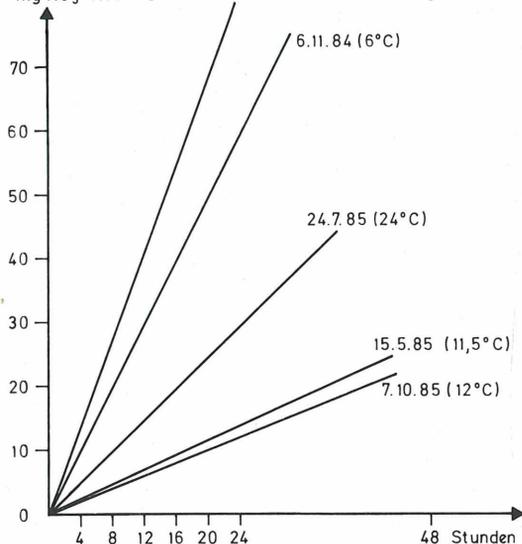


Abb. 8: Nitrifikation mit Schlämmen vom Versuchsteg Ganswiese

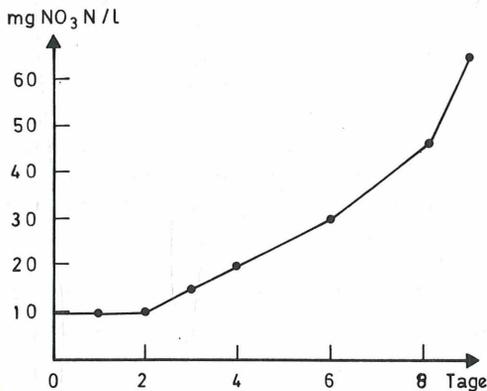


Abb. 9: Nitrifikation mit Sedimenten aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel (Da Versuche mit verschiedenen Sedimenten nur geringfügige Unterschiede erbrachten, wurde ein Mittelwert aus 6 Versuchen gebildet.)

Die Nitrifikation setzt bei den Untersuchungen mit Schlämmen von der Ganswiese spontan ein und läuft mit konstanter Rate ab. Die Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel zeigen zunächst 2 Tage keine erkennbare Nitrifikation, die Anzahl der Nitrifikanten ist so gering, daß erst nachdem es zur Vermehrung bzw. Anreicherung von Nitrifikanten gekommen war, die Nitrifikation meßbar wurde. Danach steigt die Nitrifikationsleistung entsprechend der Zuwachsrates der Nitrifikanten an. Würde daher der Donnerskirchner Schilfgürtel ständig vom Wulkawasser durchflossen, so ist nach wenigen Tagen mit einer ausreichenden Nitrifikationsleistung der Sedimente zu rechnen.

Ähnlich wie die Nitrifikation kann auch die Denitrifikation im Labor untersucht werden. Während die Nitrifikation nur von spezialisierten nitrifizierenden Bakterien durchgeführt

werden kann, ist eine große Anzahl von Bakterien in der Lage, an Stelle von gelöstem Sauerstoff Nitrat als Sauerstoffquelle zu verwenden. Dabei wird Stickstoff gasförmig freigesetzt. Da die Energieausbeute für die Bakterien bei der Veratmung organischer Substrate im Zuge der Denitrifikation niedriger ist als bei Verwendung von gelöstem Sauerstoff, wird in Gegenwart von Sauerstoff nicht denitrifiziert. Weiters ist für die Denitrifikation außer Nitrat ein Elektronendonator als Substrat erforderlich. Als Substrat kommen in erster Linie organische Verbindungen in Frage. Die im Wulkawasser vorhandenen abbaubaren organischen Inhaltsstoffe sind bei weitem nicht ausreichend, um die Denitrifikation des im Wulkawasser enthaltenen Nitrats zu ermöglichen.

Bei dem derzeitigen Fließweg der Wulka durch den Schilfgürtel werden organische Inhaltsstoffe im hohen Maße vom Sediment zur Verfügung gestellt. Untersuchungen an Simulationsbecken zeigten, daß die Sedimente an der Ganswiese ca. 90 mg N/m<sup>2</sup>.d denitrifizieren. Bei einer in den Schilfgürtel eingebrachten Nitratfracht von 225 kg N/d ergibt sich aus diesen Daten ein Flächenbedarf von ca. 29 ha für die Denitrifikation. Aus der Fließgeschwindigkeit von ca. 100 m/h und der Wassertiefe von 8 cm und dem Trockenwetterabfluß von 400 l/sec ergibt sich die ungefähre Breite des Gerinnes an der Ganswiese zu 170 m. Unter der Annahme, daß diese Gerinnebreite mindestens beibehalten wird, steht auf der Strecke von der Ganswiese bis zum Eintritt in den See eine überflossene Fläche von 85 ha zur Verfügung.

Aus den Untersuchungen im Jahre 1981—1982 (v.d. EMDE et al., 1984) ist bekannt, daß an der Mündung der Wulka aus dem Schilfgürtel in den See auch bei tiefen Temperaturen kein Nitrat nachweisbar ist. An der 1,8 km entfernten Stelle C traten jedoch bei Wassertemperaturen von 5°C Nitratkonzentrationen von 2 mg/l auf. Die durchflossene Fläche reichte daher für eine vollständige Denitrifikation nicht aus. Die Gesamtfläche bis zum Eintritt in den See reicht aber auch bei einer Verringerung der Denitrifikationsgeschwindigkeit im Winter auf ein Viertel aus, um alles Nitrat aus dem Wasserkörper zu denitrifizieren. Im Donnerskirchner Schilfgürtel konnten, da die Flächen ja derzeit trockenliegen, keine Proben an Ort und Stelle entnommen werden. Eine Abschätzung, wie sich die Sedimente verhalten könnten, kann jedoch durch den Vergleich von Laborversuchen vorgenommen werden. Mit Schlämmen von der Ganswiese waren in den Jahren 1984 und 1985 in Abständen von einigen Monaten immer wieder Denitrifikationsversuche durchgeführt worden. Die erhaltenen Denitrifikationsraten zeigt Tab. 8.

**Tabelle 8:** Denitrifikationsraten (20°C) (Schlämme von der Ganswiese)

Schlamm Entnahmedatum	Denitrifikation mg/l.d
10. 2. 1984	24
30. 4. 1984	48
24. 7. 1984	29
5. 11. 1984	56
5. 12. 1984	65
15. 5. 1985	51
24. 7. 1985	41
1. 8. 1985	130
7. 10. 1985	150
Mittel	66±44

Unter den gleichen Versuchsbedingungen wurden mit 10 Sedimentproben (vom 22. 8. 85 verteilt über eine Fläche von ca. 1 ha) Denitrifikationsversuche durchgeführt. Die beprobte Fläche war zur Zeit der Probenentnahme ca. 3 Monate nicht durchflossen worden. Die Versu-

che wurden, da sich keine Abnahme des Nitrats nachweisen ließ, auf einen Zeitraum von einem Monat ausgedehnt. Auch in diesem langen Untersuchungszeitraum konnte keine Denitrifikation festgestellt werden. Weiters wurde festgestellt, daß zu Versuchsbeginn bereits eine Menge von 0,2—0,6 mg NO<sub>3</sub>-N pro g TS in Lösung ging. Unter der Annahme, daß der Donnerskirchner Schilfgürtel plötzlich von Wulkawasser durchflossen wird, ist daher damit zu rechnen, daß sowohl das aus den Sedimenten gelöste Nitrat als auch das Nitrat das sich im Wulkawasser befindet, zunächst in den See gelangt. Die Berechnung der Frachten ergibt sich wie folgt:

Annahme: 20 ha durchflossene Fläche, 1 cm Schichtdicke werden ausgelaut (5 kg TS/m<sup>2</sup>) bei einem mittleren Nitratgehalt von 0,4 mg/g TS ergeben sich 40 kg NO<sub>3</sub>-N aus dem Sediment. In der Wulka beträgt der mittlere Nitratgehalt (Meßperiode Juli 82 bis Juli 84) 6,5 mg/l, entsprechend einer Fracht von 225 kg N/d. Unter der Annahme, daß zunächst kein Hochwasserereignis stattfindet, bzw. daß alle nährstoffreichen Sedimente durch das Absetzbecken dem Schilfgürtel ferngehalten werden, ist zumindest für 1 Monat mit keiner Denitrifikation zu rechnen und es gelangen in diesem Zeitraum ca. 6,8 t NO<sub>3</sub>-N in den See.

Wie in den Laborversuchen gezeigt werden konnte, ist die Ursache für die fehlende Denitrifikation in einem Mangel an Elektronendonatoren (org. Kohlenstoff) zu suchen. Bei Zugabe von Kohlenstoffquellen setzte die Denitrifikation innerhalb weniger Stunden ein. Es ist daher eine Frage der Funktionsfähigkeit des Beckens, nach welchem Zeitraum mit einer Denitrifikation im Donnerskirchner Schilfgürtel gerechnet werden kann. Da, wie die Absetzversuche von KARALL (1983) zeigten, die organische Fracht im wesentlichen mit der Schwebstofffracht parallel geht, ist hier mit gegenläufigen Tendenzen zu rechnen. Je besser die Rückhalteigenschaften des Beckens sind, desto längere Zeit wird es in Anspruch nehmen, bis im Schilfgürtel denitrifiziert werden wird.

#### 4.2.2.2. Umsetzung von Phosphorverbindungen

##### 4.2.2.2.1. Allgemeines

Das Verhalten von Phosphorverbindungen im derzeit durchflossenen Schilfgürtel war neben der unerwünschten Anlandung einer der Hauptgründe, den Bau eines Absetzbeckens in Erwägung zu ziehen. Die bei Hochwasserereignissen in den Schilfgürtel eingetragenen Schwebstoffe weisen einen relativ hohen Phosphorgehalt auf (2—3 g/kg TS). Da derzeit die Fläche, an der der größte Teil der Sedimente bei Hochwasserereignissen abgelagert wird, ständig durchflossen wird, können unter bestimmten Bedingungen Phosphorverbindungen aus den Sedimenten in den Wasserkörper übertreten. Es wäre daher wünschenswert, wenn durch das Becken nicht nur der zukünftige Eintrag von Phosphor vermindert würde, sondern auch der derzeit im Schilfgürtel abgelagerte Phosphor dem See ferngehalten würde. Wird daher für die Weiterführung der Wulka nach dem Becken ein Schilfgürtelteil gewählt, in dem wenig oder kein Phosphor rückgelöst werden kann, so ergäbe sich damit für den Seezulauf eine zusätzliche Reduktion an Phosphor.

##### 4.2.2.2.2. Laborversuche zur Umsetzung von Phosphorverbindungen

Laborversuche zur Umsetzung von Phosphaten unter aeroben Bedingungen wurden in ähnlicher Weise wie die Untersuchungen zur Nitrifikation durchgeführt. Die in Wulkawasser suspendierten Sedimente wurden während der Untersuchung belüftet. Zu Beginn der Versuche wurde eine entsprechende Menge eines löslichen Phosphorsalzes zugesetzt und danach in entsprechenden Abständen Proben entnommen.

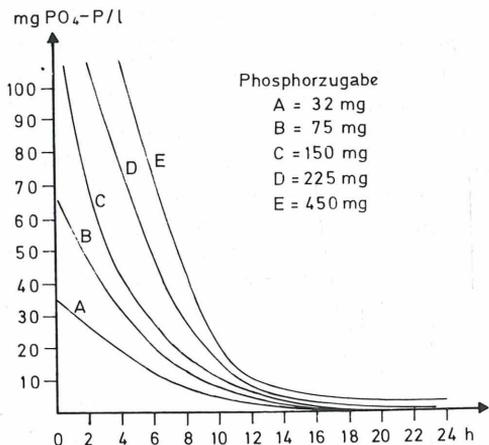
Für Untersuchungen unter anaeroben Bedingungen wurde nach einigen Vorversuchen das zur Suspendierung der Sedimente verwendete Wasser zunächst mit Stickstoff begast, um es sauerstofffrei zu machen. Dadurch wurde die Versuchsdauer wesentlich verkürzt, ohne daß

die Ergebnisse, wie Vergleichsversuche zeigten, beeinflusst wurden. Im Gegensatz zu den aeroben Versuchen wurde der Schlamm in dicht verschließbare 1 l Flaschen gefüllt. Nach der Probenahme wurden die Flaschen stets wieder mit sauerstofffreiem Wasser aufgefüllt und verschlossen. Je nach Bedarf wurde während der Versuche mit einem Magnetrührer gerührt. Für spezielle Fragestellungen war die Zugabe einer Kohlenstoffquelle erforderlich. Da im Schilfgürtel als Kohlenstoffquelle in erster Linie cellulosehaltiges Pflanzenmaterial zur Verfügung steht, wurde der Grundbaustein der Cellulose, die Glucose als Substrat gewählt. Diese ist rascher als die Cellulose abbaubar und daher zur Bestimmung von maximalen Umsatzraten geeignet.

#### 4.2.2.2.3. Ergebnisse

Die Aufnahme von Phosphor durch Sedimente wird in der Literatur (HWANG et al., 1978, KUO, LOTSE, 1974, THEIS et al., 1978) als ein adsorbiver Prozeß angesehen, bei dem die Aufnahmerate der Phosphorkonzentration im überfließenden Wasser proportional ist. Die Aufnahmeraten bei gegebener Phosphorkonzentration im Wasser sind jedoch von Sediment zu Sediment verschieden, da sie auch von chemischen und physikalischen Eigenschaften der Sedimente wie z.B. Kalkgehalt, pH-Wert und ähnlichem abhängen (PROVINI, PREMAZZI, 1985). Versuche zur Aufnahme von Phosphor wurden mit verschiedenen Sedimenten durchgeführt. Abb 10 zeigt die Phosphoraufnahme von Sedimenten aus dem derzeit durchflossenen Schilfgürtel (Versuchssteg Ganswiese).

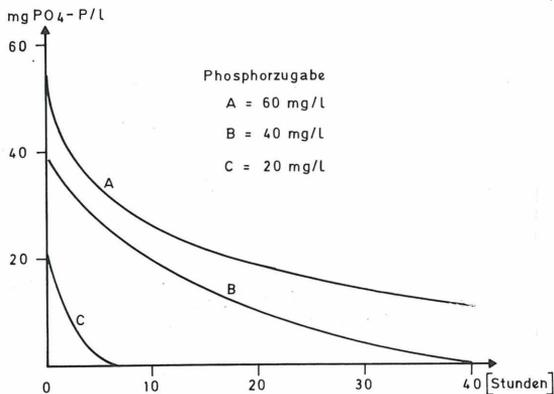
Wie in Abb. 10 ersichtlich, wurde Phosphor auch in hohen Konzentrationen zunächst sehr rasch aufgenommen, die Aufnahmegeschwindigkeit nahm aber mit der Zeit ab. Für Phosphatgaben bis zu ca. 150 mg/l stellte sich innerhalb von 24 Stunden die gleiche Gleichgewichtskonzentration ein, wie sie ohne Phosphorzugabe erhalten wurde. Erst bei einer Zugabe von 225 mg/l wurde ein Anstieg der Gleichgewichtskonzentration auf 1 mg/l und bei einer Zugabe von 450 mg/l ein Anstieg auf 8 mg/l festgestellt.



**Abb. 10:** Aufnahme von Phosphor unter aeroben Bedingungen (Sedimente vom Versuchssteg Ganswiese) bei unterschiedlichem Phosphorgehalt im Wasser

Bei weiterer Belüftung blieben diese Phosphorkonzentrationen erhalten, die maximale Aufnahmekapazität des Sediments wurde zwar nicht erreicht, die Gleichgewichtskonzentration stieg aber bei den hohen Zugaben an. Daraus läßt sich schließen, daß die sich einstellende

Gleichgewichtskonzentration zumindest teilweise von der Phosphorkonzentration der Sedimente abhängt. Der Gesamtphosphorgehalt im Schlamm aus der Ganswiese beträgt im Mittel 2,7 mg/g TS. Durch die Zugabe von 300 mg P/l steigt dieser Phosphorgehalt auf 5,7 mg/g TS, also um mehr als das Doppelte und die Gleichgewichtskonzentration steigt von 0,3 auf 8 mg/l. Versuchsergebnisse zur Aufnahme von Phosphor mit Sedimenten aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel zeigt Abb. 11.

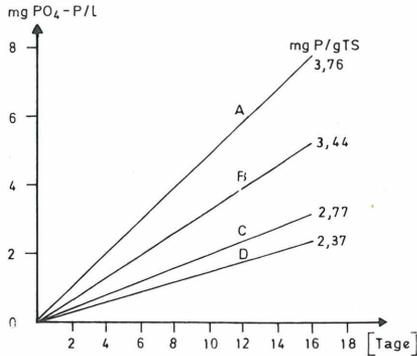


**Abb. 11:** Aufnahme von Phosphor unter aeroben Bedingungen (Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel)

Vergleicht man die Abb. 10 und 11, so zeigt sich, daß die Sedimente im Donnerskirchner Schilfgürtel Phosphor sehr viel langsamer und auch in viel geringerem Ausmaß aufnehmen. Schon bei einer Phosphorkonzentration im Wasser von 60 mg/l bleibt nach 40 Stunden Reaktionszeit ein Restgehalt an Phosphor von 13 mg/l im überstehenden Wasser. Bezogen auf die Trockensubstanz ergibt sich damit eine Aufnahmekapazität von ca. 0,4 mg P/g TS (Sedimente von der Ganswiese nahmen 3 mg P/g TS unter den gleichen Bedingungen auf). Für diese vergleichsweise geringe Aufnahmekapazität dürfte maßgeblich der Eisengehalt, der an der Ganswiese ca. 40.000 ppm und im nichtdurchflossenen Teil des Schilfgürtels nur ca. 15.000 ppm beträgt, verantwortlich sein. Bei geringerem Phosphorgehalt des Wassers (unter 20 mg/l) stellt sich ebenso wie bei den Versuchen mit Sedimenten von der Ganswiese eine Gleichgewichtskonzentration ein. Diese liegt für die Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel zwischen 0,1 und 0,2 mg/l. Würde nun das Wasser aus dem Beckenablauf durch diesen Teil des Schilfgürtels geleitet, so ist trotz der verhältnismäßig geringen Aufnahmekapazität der Sedimente mit einer Festlegung von Phosphor zu rechnen, da die Konzentrationen in der Wulka meist unter 1 mg P/l liegen und die durchflossene Fläche relativ groß ist (ca. 20–30 ha). Gegenüber dem derzeitigen Fließweg würde sich, solange die aeroben Gegebenheiten im Donnerskirchner Schilfgürtel erhalten bleiben, der Phosphoreintrag in den See vermindern.

Eine Abgabe von Phosphor aus dem Sediment in den Wasserkörper findet nach zahlreichen Untersuchungen (THEIS et al., 1978; BERNHARD und CLASEN, 1985 und andere) nur dann statt, wenn das Sediment nicht ausreichend mit Sauerstoff versorgt ist. Die derzeit im Donnerskirchner Schilfgürtel befindlichen Sedimente sind mit Sauerstoff versorgt, sodaß zunächst keine Phosphorrücklösung stattfindet. Wird nun Wulkawasser ständig über diese Flächen geleitet, ist auch bei einer effizienten Rückhaltung von Sedimenten im Absetzbecken mit den Ablagerungen von Schwebstoffen zu rechnen, da durch die Verminderung der Fließgeschwindigkeit im Schilfgürtel auch die bei Niedrigwasser mitgeführten Schwebstoffe zum

Teil sedimentiert werden können. Um diese Änderungen des jetzigen Zustandes zu simulieren, wurden Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel mit Sedimenten von der Ganswiese versetzt und mit diesen Mischungen Phosphorrücklöseversuche durchgeführt. Charakteristisch für diese Mischungen ist der Phosphorgehalt der Sedimente. In Abb. 12 sind die Rücklöseraten für Sedimente mit steigendem Phosphorgehalt dargestellt.



**Abb. 12:** Phosphorrücklösung in Abhängigkeit vom Phosphorgehalt der Sedimente

Je höher der Anteil an Sedimenten von der Ganswiese ist (korrespondierend mit steigendem Phosphorgehalt), desto höher sind die erhaltenen Rücklöseraten für den Phosphor. Es dürfte aber nicht nur der Phosphorgehalt alleine für die steigenden Rücklöseraten verantwortlich sein sondern auch andere Faktoren (wie z.B. Redoxpotential und Kohlenstoffgehalt). Da für diese Versuche möglichst naturnahe Bedingungen gewählt werden sollten, wurden die Sedimente von der Ganswiese gewählt, da derzeit an dieser Stelle sich die Fließgeschwindigkeit der Wulka stark vermindert und daher auch im Donnerskirchner Schilfgürtel im Laufe der Zeit ähnliche Vorgänge ablaufen könnten.

## 5. Mögliche Stoffumsetzungen in einem Absetzbecken in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit von Sedimenten

### 5.1. Allgemeines

Für den Betrieb des Absetzbeckens sind die Räumintervalle von großer Bedeutung. Es wird zunächst angenommen, daß das Becken nach einem Hochwasserereignis sich ab einem bestimmten Wasserstand selbsttätig entleert. Die abgesetzten Schwebstoffe können daher abtrocknen. Je nach der Zeit, die für den Vorgang des Abtrocknens zur Verfügung steht (bis zum nächsten Überfluten) und den Witterungsbedingungen wird sich ein bestimmter Wassergehalt in den Sedimenten einstellen. Werden diese Sedimente nun neuerlich überflutet (entweder durch Regenereignisse oder eine neuerliche Hochwasserwelle), so kann es zu Wechselwirkungen zwischen den bereits abgelagerten Sedimenten und dem überfließenden Wasser kommen. Für die Abklärung möglicher Reaktionsmechanismen wurden einige typische Fragestellungen näher untersucht.

## 5.2. Stoffumsetzungen in Abhängigkeit vom Wassergehalt der Sedimente

Für diese Versuche wurden Sedimente aus dem Wulkabett bei 40°C getrocknet und anschließend wieder mit Wulkawasser in Kontakt gebracht. In Abb. 13 ist der Phosphorgehalt und in Abb. 14 der Ammoniumgehalt über der Zeit aufgetragen.

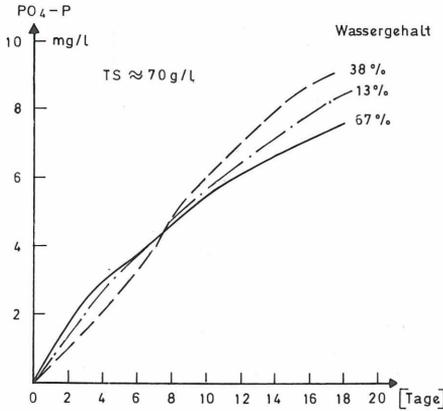
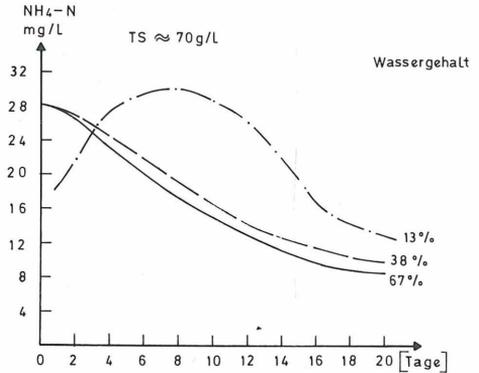


Abb. 13

Abb. 14

Phosphor- und Ammoniumrücklösung bei unterschiedlichem Wassergehalt der Sedimente



Wie in Abb. 13 ersichtlich, ist das Ausmaß der Phosphorrücklösung nahezu unabhängig vom Wassergehalt der Sedimente. Ammoniumstickstoff geht nur bis zu einem Wassergehalt von ca. 40% in den ersten Stunden nach dem Kontakt mit Wasser vollständig in Lösung. Bei geringem Wassergehalt (z.B. 13%) sind mehrere Tage erforderlich, um das gesamte rücklös-bare Ammonium in Lösung zu bringen. Weiters setzt bei den höheren Wassergehalten die Nitrifikation (ersichtlich aus der Abnahme des Ammoniumstickstoffes) schon nach wenigen Stunden ein, woraus sich schließen läßt, daß die Nitrifikanten beim Trocknungsprozeß nicht wesentlich geschädigt wurden. Bei geringem Wassergehalt hingegen kommt es erst nach 8—9 Tagen zu einer nennenswerten Nitrifikation. Für den Betrieb des Beckens läßt sich aus diesen Versuchen schließen, daß eine neuerliche Überflutung bereits abgetrockneter Sedimente vermieden werden soll, insbesondere wenn die Wulka nach dem Absetzbecken in einem Gerinne direkt in den See zugeleitet wird. Wenn das Hochwasserereignis, das zu einer neuerlichen Überflutung führt, nur von kurzer Dauer ist, so dürfte die Phosphorrücklösung vernachlässigbar gering sein, da mit dem Wasser auch Sauerstoff eingetragen wird. Die Rücklösung von Ammonium aus den Sedimenten setzt jedoch unmittelbar nach der Überflutung unabhängig vom Sauerstoffgehalt des Wassers ein. Unter der Annahme, daß eine Sedimentschicht von 1 mm bis 1 cm in der Ammoniumrücklösung beteiligt ist, ergibt sich eine auf die Fläche bezogene Umsatzrate von 100—1000 mg N/m<sup>2</sup>. Bei einer Beckenoberfläche von 1—3 ha können daher 1—30 kg Ammoniumstickstoff pro Ereignis rückgelöst werden. Wird die Wulka nach dem Absetzbecken durch einen Teil des Schilfgürtels geführt, in dem sowohl Nitrifikation wie Denitrifikation stattfindet, so sind die Frachten an Ammoniumstickstoff aus dem Becken vernachlässigbar.

Das derzeit eingereichte Projekt sieht den Wulkaknick als Standort für ein Absetzbecken vor. Dieser Standort liegt 115,6 m ü. A. Der mittlere Seewasserstand beträgt nach ungarischen Messungen in den Jahren 1965 bis 1980 (AGN-Verhandlung vom 23. 10. 1986) 115,46 m ü. A., der höchste Seewasserstand 115,72. Wird keine Anhebung des Wulkalaufes vor dem Becken durchgeführt, so kommt es bei Seehöchstständen zu einem Rückstau in das Sedimentationsbecken bzw. das Trockenlaufen des Beckens wird verhindert. Die Stoffumsetzungen, mit denen in einem überstauten Becken gerechnet werden muß, dürften im wesentlichen den Umsetzungen, die derzeit an der Ganswiese stattfinden, vergleichbar sein. In den Untersuchungen für das BM für Gesundheit und Umweltschutz (1986) wurden für die Sedimente an der Ganswiese die folgenden flächenbezogenen Stoffumsatzraten ermittelt:

Nitrifikation	91 mg N/m <sup>2</sup> .d
Denitrifikation	86 mg N/m <sup>2</sup> .d
Phosphorrücklösung	88,5 mg P/m <sup>2</sup> .d

Auf die Oberfläche eines Absetzbeckens von 1—3 ha ergeben sich daraus die folgenden Umsätze:

**Tabelle 9:** Mögliche Stoffumsetzungen in einem überstauten Absetzbecken

Oberfläche des Absetzbeckens [ha]	Nitrifikation kg N/d	Denitrifikation kg N/d	Phosphorrücklösung kg P/d
1	0,91	0,86	0,89
2	1,82	1,72	1,78
3	2,73	2,58	2,57

Die in Tab. 9 angeführten Stoffumsetzungen gelten eigentlich nur für ein ständig durchflossenes Becken und sind daher Maximalraten. Einen Vergleich der möglichen Umsatzraten in einem Becken mit den bei Niedrigwasser in der Wulka transportierten Nährstofffrachten gibt Tab. 10.

**Tabelle 10:** Vergleich von Stoffumsatzraten in einem überstauten Becken mit der Nährstoffbelastung der Wulka bei Niedrigwasser

	Fracht bei Niedrigwasser kg/d	maximale Umsatzraten kg/d
NH <sub>4</sub> -N	24,5	2,73 (Nitrif.)
NO <sub>3</sub> -N	228	2,58 (Denitrif.)
Ges.P	27,7	2,57

Die im Becken maximalen Stoffumsetzungen sind wie aus Tab. 10 hervorgeht, um 1 bis 2 Zehnerpotenzen geringer als die eingetragenen Frachten. Auch die im Becken rücklösbare Phosphorfracht beträgt nur ca. 10% der bei Niedrigwasser in der Wulka transportierten Fracht. Die Stoffumsetzungen im Becken sind daher vernachlässigbar.

## 6. Chemische Zusammensetzung der Schwebstoffe, die in einem Absetzbecken sedimentiert werden können

Bei Errichtung eines Absetzbeckens muß der abgelagerte Schlamm aus diesem Becken entfernt werden. Eine mögliche Verwendung wäre die Aufbringung auf nahegelegene Felder. Der Schlamm aus dem Absetzbecken sollte daher bezüglich des Schwermetallgehaltes die Richtwerte für Ackerboden nicht überschreiten. Da derzeit nicht bekannt ist, in welchen Abständen das Becken geräumt wird, wurden Sedimente, die unterschiedliche Lagerzeiten aufweisen, für Analysen herangezogen. Stellvertretend für Sedimente mit langen Lagerzeiten wurden an der Ganswiese bis zu einer Tiefe von 15 cm schichtenweise Sedimente entnommen. Dabei kann angenommen werden, daß die untersten Schichten die längsten Standzeiten hatten. Durch Diffusionsvorgänge in den Schichten können sich zwar Änderungen in der chemischen Zusammensetzung ergeben, dies gilt jedoch nur für wasserlösliche Elemente sowie für Nährstoffe, die durch mikrobiologische Vorgänge in lösliche Form gebracht werden. Von den Sedimenten, die an der Ganswiese entnommen worden waren, weisen vermutlich nur die obersten Schichten eine Zusammensetzung auf, wie sie in einem Absetzbecken auftreten könnte. Aber auch das „Alter“ der obersten Schichten ist weitgehend unbekannt. Im Frühjahr 1985 wurden bei einem langandauernden Hochwasser (Schneesmelze) die Schwebstoffe zum Teil in einem neuen Gerinne abgelagert. Dort waren die Sedimente ca. 4 Monate von Wulkawasser überflutet. Diese Sedimente stellten daher ein repräsentatives Probenmaterial für Räumintervalle im Becken von ca. 4 Monaten dar. Zu Vergleichszwecken wurden auch Erdproben aus ufernahen Feldern im Einzugsgebiet der Wulka untersucht. Die Probenentnahmestellen zeigt Abb. 15.

Die Einzelanalysen für die Sedimente vom Standort Ganswiese, aus dem neuen Gerinne und für die Erdproben sind in den Tabellen A1, A2, A3 und A4 im Anhang angeführt. Die Mittelwerte für die jeweiligen Standorte sowie die Richtwerte für Ackerböden zeigt Tab. 11.

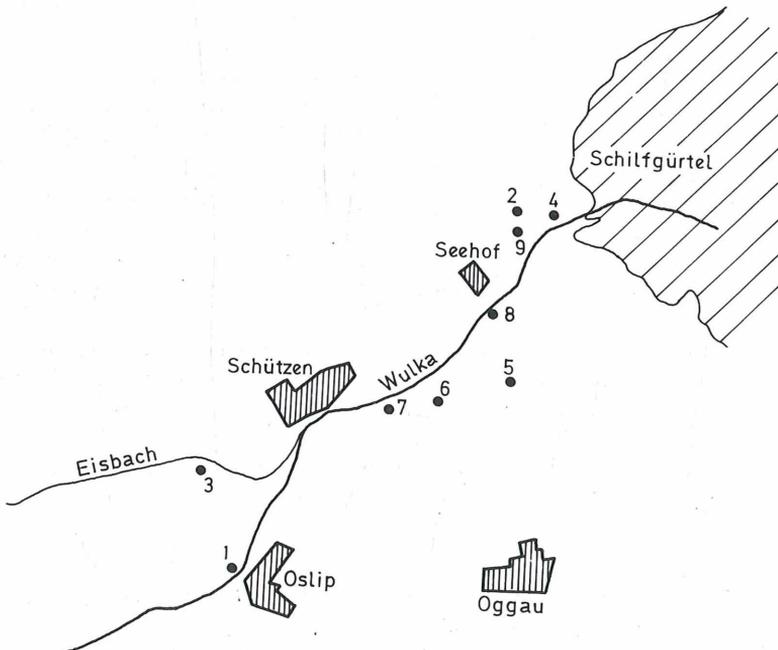


Abb. 15: Probenahmestellen im Einzugsgebiet der Wulka

**Tabelle 11:** Mittlere Konzentrationen an Metallen und Nährstoffen in Sedimenten

Nährstoffe		Ganswiese 6. 8. 1985	neues Gerinne	Erde
Ges.P	g/kg	2,99	1,64	0,91
Ges.N	g/kg	6,45	4,89	2,10
org.TS	g/kg	121	78,6	54,4
<b>Schwermetalle</b>				
Blei (Pb)	mg/kg	74	54	13,3
Cadmium (Cd)	mg/kg	<0,1	<0,1	0,1
Chrom (Cr)	mg/kg	—	27,9	23,2
Kupfer (Cu)	mg/kg	<10	<10	22
Nickel (Ni)	mg/kg	33	—	21
Zink (Zn)	mg/kg	503	226	60
<b>Makroelemente</b>				
Calzium (Ca)	mg/kg	33.630	33.700	27.040
Eisen (Fe)	mg/kg	27.570	33.550	16.090
Kalium (K)	mg/kg	2.668	2.286	1.654
Magnesium (Mg)	mg/kg	13.260	14.370	7.870
Natrium (Na)	mg/kg	249	199	78,9

Aus den Mittelwerten in Tab. 11 lassen sich auch Rückschlüsse auf das Adsorptionsverhalten der Sedimente, die mit Wulkawasser in Kontakt waren, ziehen. Da die Sedimente, die bei Hochwasserereignissen transportiert werden, nur aus dem Uferbereich oder aus ufernahen Flächen stammen können, müssen die signifikanten Unterschiede, die zwischen Erde und den Sedimenten von der Ganswiese und dem neuen Gerinne gefunden wurden, auf Stoffumsetzungen zwischen Sediment und Wasser zurückgeführt werden. Bei den Nährstoffen (Ges.N und Ges.P) sowie bei der organischen Trockensubstanz zeigt sich, daß die Sedimente, je länger sie mit Wulkawasser in Kontakt sind, eine zunehmende Anreicherung erfahren. Für die Sedimente vom Versuchssteg Ganswiese wurden in den obersten Schichten die höchsten Werte gemessen (Ges.P = 3,76 g/kg, Ges.N = 7,72 g/kg, oTS = 124 g/kg). Ebenso wie die Nährstoffe reichern sich in den Sedimenten auch einige Metalle an. Während bei Blei nur eine geringfügige Anreicherung erfolgt, wird beim Element Zink der Richtwert für Ackerboden bei Sedimenten von der Ganswiese bereits deutlich überschritten. Der verhältnismäßig hohe Gehalt an Eisen (im Vergleich zu Erde) läßt sich auf den Ablauf der Kläranlagen, die in die Wulka münden, zurückführen (Eisensulfat wird für die Phosphorfällung verwendet). Zu Vergleichszwecken wurden auch Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel untersucht (Anhang Tab. A5). Für alle Schwermetalle wurden ähnliche Analysenergebnisse wie für die Sedimente in Tab. 11 erhalten. Die Belastung mit Zink war ähnlich wie bei den Sedimenten aus dem Gerinne (231 mg/kg). Der Nährstoffgehalt entsprach ebenfalls weitgehend dem, der in den Sedimenten aus dem Gerinne gemessen wurde.

Insgesamt ergibt sich aus den Analysen, daß die Sedimente aus dem Absetzbecken wegen ihres hohen Nährstoffgehaltes für die Auflandung von Ackerflächen als geeignet zu bezeichnen sind. Bei Aufenthaltszeiten im Becken (bzw. Räumintervallen) von weniger als 4 Monaten ist auch mit keiner wesentlichen Anreicherung an Schwermetallen zu rechnen. (Die Richtwerte für Ackerböden werden nicht überschritten.)

## 7. Standortvarianten für ein Sedimentationsbecken<sup>um.at</sup>

### 7.1. Standort Wulkaknick

Das derzeit vorliegende Projekt (Projekt Nr. 83/08, vorgelegt von Dipl.Ing. Ernst PE-STAL im Auftrag des Wasserbauamtes Schützen) sieht den Bau eines Absetzbeckens im Wulkabogen vor. (Ein Auszug des Planes befindet sich im Anhang zu diesem Bericht.) Bei diesem Standort stehen bis zum See eine Fließstrecke von ca. 3 km und eine Höhendifferenz zum mittleren Seewasserspiegel von 0,14 m zur Verfügung (Beckenstandort 115,6, mittlerer Seewasserspiegel 115,46). Da der Wulkaknick etwa 1 m tiefer liegt als das Gelände in dem sich die Wulka derzeit verzweigt (Ganswiese), um breitflächig durch den Schilfgürtel zu strömen, kann bei dieser Variante der bisherige Fließweg nicht beibehalten werden. Für die Weiterführung der Wulka nach dem Becken kommen daher nur mehr 2 Varianten in Betracht:

- Weiterführung in einem Gerinne entlang des alten Wulkabettes, das seit 1964 verlandet ist.
- Breitflächige Weiterführung durch den Donnerskirchner Schilfgürtel.

Nach Kap. 4.1. ergeben sich, wenn die Wulka in einem Gerinne dem See zugeführt wird, die folgenden Auswirkungen auf den Zufluß zum See:

- Die dem See zugeführten Schwebstoff- und Nährstofffrachten entsprechen dem Beckenablauf. Bei einer effizienten Betriebsweise des Absetzbeckens werden daher ca. 97% der bei Hochwasser transportierten Schwebstofffrachten entfernt. Die bei Niedrigwasser in der Wulka enthaltenen Nährstofffrachten gelangen jedoch unverändert in den See. Gegenüber den derzeit in den See eingebrachten Nährstoffen ergibt sich damit bei Niedrigwasser für den Phosphor eine weitgehend gleiche Fracht, die jedoch unabhängig von der Jahreszeit ist. (Derzeit ist die eingebrachte Menge an Phosphor zufolge Stoffumsetzungen im Schilfgürtel im Sommer höher als im Winter.) Für die Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat ergibt sich bei dieser Variante ein deutlicher Anstieg, da derzeit im Schilfgürtel ganzjährig eine vollständige Nitrifikation und Denitrifikation stattfindet. Bei der Führung in einem Gerinne gelangen die im Wulkawasser enthaltenen Stickstofffrachten ( $\text{NH}_4\text{-N}$  im Mittel 0,7 mg/l,  $\text{NO}_3\text{-N}$  im Mittel 6,5 mg/l) unverändert in den See.

Die Weiterführung der Wulka nach dem Absetzbecken in breitflächiger Form durch den Donnerskirchner Schilfgürtel führt, wie Untersuchungen (Kap. 4.2.2.2.) zeigen, zunächst zu einer Herabsetzung des Phosphoreintrages. Die Sedimente in diesem Teil des Schilfgürtels sind in der Lage, die Phosphorkonzentrationen im Wulkawasser auf ca. 0,2 mg/l zu verringern. Solange die Sedimente nicht mit organischen Stoffen belastet werden und daher aerobe Bedingungen erhalten bleiben, ist auch mit keiner Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten zu rechnen. Die breitflächige Führung der Wulka durch den Schilfgürtel führt jedoch zu einer drastischen Verringerung der Fließgeschwindigkeit, sodaß sich auch bei Niedrigwasser Schwebstoffe mit einer verhältnismäßig hohen Belastung an organischem Material (COD ca. 120 mg/g TS) absetzen könnten. Weiters besteht die Gefahr, daß bei Hochwasserereignissen, die über das Bemessungshochwasser von 24 m<sup>3</sup>/sec für das Sedimentationsbecken hinausgehen, Schwebstoffe mit entsprechender organischer Belastung in diesen Teil des Schilfgürtels gelangen und sich dann anaerobe Zonen ausbilden, in denen Phosphor rückgelöst werden könnte.

Für die Verringerung der Belastung des Sees mit Stickstoffverbindungen ergibt sich bei einer breitflächigen Führung durch den Schilfgürtel, daß Ammoniumstickstoff bereits wenige Tage nach Inbetriebnahme des Beckens vollständig im Schilfgürtel entfernt werden könnte (siehe auch Kap. 4.2.2.1.2.).

Nitratstickstoff, der in Mengen von ca. 225 kg/d in der Wulka bei Niedrigwasser transportiert wird, kann durch die derzeit im Donnerskirchner Schilfgürtel vorhandenen Sedimente wegen des Mangels an organischen Verbindungen nicht entfernt werden. Eine Anreicherung mit organischen Inhaltsstoffen würde zwar die Entfernung von Nitrat durch Denitrifikation ermöglichen, aber vermutlich gleichzeitig zu unerwünschten Phosphorrücklösungen führen.

Hinsichtlich der Betriebsweise des Beckens im Wulkaknick ergeben sich sowohl Vor- als auch Nachteile. Der Standort Wulkaknick weist zum mittleren Seewasserstand nur eine Höhendifferenz von 14 cm auf. Wenn Überstauungen bei höheren Seewasserständen verhindert werden sollen, so müßte die Wulka vor dem Becken in einem überhöhten Gerinne geführt werden, sodaß zumindest die Beckensohle über dem mittleren Seewasserstand angeordnet werden kann. Weiters ist der Standort Wulkaknick derzeit nur über einen zwischen Schützen und Donnerskirchen von der befestigten Straße abzweigenden unbefestigten Fuhrweg erreichbar, der bei Hochwasserereignissen für die meisten Fahrzeuge unbefahrbar ist. In unmittelbarer Nähe des Wulkaknicks befinden sich Felder, deren Auflandung durch Sedimente aus dem Absetzbecken erwünscht wäre, da diese Felder derzeit bei Hochwasserereignissen überflutet werden. Insgesamt stehen in unmittelbarer Nähe des Wulkaknicks ca. 10 ha Flächen für die Auflandung zur Verfügung. Bei einem durchschnittlichen jährlichen Schlammanfall von 6000 t TS/a würde dies zu einer Auflandung des Geländes von 3 cm pro Jahr führen.

## 7.2. Standort des Absetzbeckens im Wulkalauf vor dem Eintritt in den Schilfgürtel

Als weitere mögliche Standorte für ein Absetzbecken kämen sowohl die Brücke bei der Seemühle als auch die Brücke an der Straße nach Oslip in Frage.

Ein derartiger Standort hätte den Vorteil, daß die Wulka in ihrem derzeitigen Weg durch den Schilfgürtel nicht verändert würde. Es wird damit zwar die Rücklösung von Phosphor in den Sommermonaten in Kauf genommen, die Stickstoffentfernung bleibt jedoch in vollem Maße erhalten. Sollten zukünftige Untersuchungen über die Nährstofflimitierung der im Neusiedler See auftretenden Algen eine Änderung des Wasserweges durch den Schilfgürtel notwendig erscheinen lassen, so kann dies auch nachträglich ohne die Funktionsweise des Beckens zu beeinträchtigen, durchgeführt werden. Eine Räumung des Beckens wäre in diesem Fall auch immer nur dann erforderlich, wenn der abgelagerte Schlamm zu entscheidenden Verminderungen des Beckenvolumens führt. Auf Rücklösevorgänge braucht in diesem Fall keine Rücksicht genommen werden, da die Beckenoberfläche mit 1—3 ha nur ca. 5—10% der durchflossenen Schilffläche ausmacht und Vorgänge im Becken daher vernachlässigbar sind. Von Vorteil wäre weiter, daß diese Standorte auf vorhandenen Straßen erreicht werden können, was die Kontrolle der Funktionsweise erleichtert.

## 8. Schlußfolgerungen

Aus den Untersuchungen über die Effizienz eines Absetzbeckens und die Auswirkungen verschiedener Standorte lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Unabhängig vom Beckenstandort kann bei einer Auslegung auf einen maximalen Hochwasserabfluß von 24 m<sup>3</sup>/sec mit einer Sedimentationszeit von 15 Minuten im Durchschnittsjahr mit einer Rückhaltung der Schwebstoffe von ca. 95% bzw. von ca. 6000 t pro Jahr gerechnet werden. Parallel zum Schwebstoffrückhalt ergibt sich auch ein Rückhalt der Phosphorfracht zwischen 6 und 12 t/a.

- Eine Rücklösung von Phosphor aus Schilfflächen in den Sommermonaten kann nur dann mit Sicherheit verhindert werden, wenn die Wulka nach dem Becken in einem Gerinne dem See zugeführt wird. Diese Vorgangsweise bewirkt keine wesentliche Verminderung der Jahresfracht an Phosphor sondern nur eine Vergleichmäßigung. Die Belastung mit Nitratstickstoff steigt bei der Führung der Wulka in einem Gerinne von derzeit vernachlässigbaren Mengen auf ca. 225 kg/d an.
- eine Ableitung der Wulka nach dem Absetzbecken über einen derzeit trockenliegenden und daher gering belasteten Teil des Schilfgürtels kann eine vorübergehende Erhöhung der Stickstoffbelastung des Sees bedeuten. Derzeit zeigen die dort abgelagerten Sedimente keine Fähigkeiten, Stickstoff in Form von Nitratstickstoff zu entfernen. Bei ständiger Überflutung ist längerfristig damit zu rechnen, daß durch den Eintrag von abbaubarem Kohlenstoff, sowie durch den internen Kohlenstoffkreislauf im Schilfgürtel nach einiger Zeit auch in diesem Teil des Schilfgürtels denitrifiziert werden kann. Es muß aber darauf hingewiesen werden, daß auch in diesem Teil des Schilfgürtels nach einer gewissen Zeit eine Rücklösung von Phosphor stattfinden könnte.
- Der Bau des Absetzbeckens im derzeitigen Wulkaverlauf vor dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel (oberhalb der Seemühle) bewirkt die Reduktion der bei Hochwasserereignissen eingebrachten Schwebstoffe und Nährstoffe. Eine wirksame Entfernung der Stickstoffverbindungen wäre bei Beibehaltung des derzeitigen Fließweges durch den Schilfgürtel gewährleistet. Die Freisetzung von Phosphor aus dem abgelagerten Depot im Schilfgürtel dürfte allmählich abklingen. Dieser Standort läßt jede Variante bezüglich der Weiterführung durch den Schilfgürtel zu.

**Tabelle A1:** Sedimente von der Ganswiese 23. 5. 1985 Tiefenprofile

Tiefe	TS	oTS	Ges.P	Ges.N	GV <sub>800</sub> <sup>o</sup>
cm	g/kg				
1	195	143	3,61	5,50	65,3
2	267	139	3,78	5,76	63,3
3	275	153	3,59	5,50	80,5
4	289	133	3,08	3,50	72,6
5	299	133	3,34	4,88	63,4
6	302	143	2,90	4,27	56,0
7	304	127	2,58	4,05	57,2
9	309	138	2,48	4,41	72,4
10	308	127	1,75	4,69	58,0
11	306	110	—	4,37	70,2
12	334	146	—	5,83	61,7
13	424	145	1,41	7,62	58,6
14	476	153	1,22	6,82	56,9
15	497	119	1,13	6,05	71,7

Tiefe	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Fe	K	Mg	Na	Mn	Al	S <sup>2-</sup>	Sn
cm	mg/kg													
1	106	0,7	60	95,4	34,3	486	46.700	234	17.400	165	770	15.260	860	373
2	71	0,5	30	71,4	30,4	286	18.600	239	12.600	132	490	9.660	8.810	265
3	102	0,6	50	98,6	38,2	385	41.900	361	14.900	151	690	16.150	8.530	397
4	94	0,7	50	98,7	35,3	517	45.000	272	16.200	137	680	9.350	10.030	265
5	93	0,6	50	98,5	37,2	363	43.300	293	16.300	131	670	9.820	10.380	253
6	98,5		60	103	39,7	372	48.100	456	16.100	159	670	21.470	12.260	265
7	96,6		60	103	41,1	357	39.500	483	15.700	200	680	21.910	10.880	261
9	91,4		60	99,8	38	334	44.300	374	15.900	150	650	16.590	14.430	214
10	89		60	100	39	363	45.750	348	16.900	159	690	17.490	15.250	228
11	84		30	76	36	342	31.200	374	16.400	183	510	15.360	15.040	267
12	87		40	96	32	316	35.250	164	15.800	128	440	10.590	16.740	118
13	76		50	85	35	289	37.400	177	16.500	116	350	18.190	16.340	167
14	72		50	81	34	278	41.200	161	17.400	128	590	15.130	nn	183
15	71		50	—	37	257	40.700	189	17.500	128	600	14.550	nn	208

**Tabelle A2:** Sedimente von der Ganswiese 6. 8. 1985 Tiefenprofile

Tiefe	TS	oTS	Ges.P	Ges.N	GV <sub>800</sub> <sup>o</sup>
cm	g/kg				
1	261	124	3,76	7,72	70
2	267	125	3,22	5,79	60
3	300	129	3,44	5,54	62
4	319	127	3,53	6,51	51
5	350	117	3,36	6,65	64
6	377	117	3,19	6,29	61
7	396	102	2,77	5,51	34
8	409	115	2,83	6,45	65
9	364	142	2,37	8,12	81
10	505	112	1,47	5,89	66
Mittel	355	121	2,99	6,45	61

Tiefe	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn	Ca	Fe	K	Mg	Na
cm	mg/kg									
1	90	<0,1	<10	30	480	37.700	18.700	2.750	12.900	320
2	80	<0,1	<10	30	930	40.300	25.700	2.770	13.500	270
3	80	<0,1	<10	40	480	26.900	24.300	2.550	13.500	290
4	80	<0,1	<10	30	550	33.800	25.900	2.960	13.500	300
5	80	<0,1	<10	30	530	37.400	22.900	2.630	13.700	260
6	70	<0,1	<10	30	320	47.000	26.200	2.210	10.600	220
7	70	<0,1	<10	30	380	38.100	22.500	2.510	13.100	280
8	70	<0,1	<10	30	440	37.000	35.400	2.430	13.500	260
9	70	<0,1	<10	40	580	42.900	38.900	3.210	16.000	290
10	50	<0,1	<10	40	340	32.900	35.200	2.600	12.300	260
Mittel	74	<0,1	<10	35	503	33.630	27.570	2.668	13.260	249

**Tabelle A3:** Sedimente aus dem Wulkabett 6. 7. 1985 (neues Gerinne)<sup>at</sup>

Probe	TS	oTS	Ges.P	Ges.N	GV <sub>800</sub>
g/kg					
G1	660	75,3	1,08	3,51	45,5
G2	660	69,1	1,26	3,68	59,4
G3	676	63,6	1,00	2,83	70,0
G4	688	77,9	1,56	4,68	54,4
G5	704	57,8	1,41	3,88	56,3
G6	498	98,9	2,28	6,89	62,6
G7	425	107,3	2,87	8,77	78,5
Mittel	616	78,6	1,64	4,89	61,0

Probe	Pb	Cd	Cr	Cu	Zn	Ca	Fe	K	Mg	Na	Mn	Al
mg/kg												
G1	50	<0,1	28,6	<10	170	33.900	28.190	2.400	14.080	190	650	10.900
G2	50	<0,1	18,3	<10	170	22.000	31.840	2.500	14.080	180	700	8.400
G3	50	<0,1	12,4	<10	180	13.900	27.190	2.200	13.700	180	750	6.000
G4	50	<0,1	24,8	<10	210	39.000	28.860	2.100	13.700	180	550	14.780
G5	60	<0,1	44,5	<10	280	54.300	43.650	2.400	19.000	220	1000	17.100
G6	60	<0,1	34,4	<10	270	39.600	39.150	2.400	13.200	210	1200	16.100
G7	60	<0,1	32,3	<10	300	33.500	35.980	2.000	12.800	230	870	16.270
Mittel	54	<0,1	27,9	<10	226	33.700	33.550	2.286	14.370	199	817	12.790

**Tabelle A4:** Erde aus dem Einzugsgebiet 1. 8. 1985

Probe	TS	oTS	Ges.P	Ges.N	GV <sub>800</sub>
g/kg					
Nr.					
E1	863	57,7	0,92	1,99	38,9
E2	748	55,1	0,79	2,26	41,2
E3	910	43,3	1,01	1,81	35,3
E4	854	50,1	0,71	2,61	27,5
E5	873	50,6	1,13	1,76	47,8
E6	867	57,6	0,89	1,66	35,2
E7	889	60,0	1,0	1,72	32,4
E8	856	48,9	0,82	2,08	42,4
E9	913	66,3	0,88	3,05	28,9
Mittel	864	54,4	0,91	2,10	36,6

Probe	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn	Ca	Fe	K	Mg	Na	Mn	Al
Nr.	mg/kg												
E1	20	<0,1	24,5	20	20	60	25.900	16.180	1.200	9.350	70	230	4.820
E2	20	<0,1	26,9	20	20	50	20.170	16.120	1.250	8.860	100	320	8.160
E3	10	<0,1	12,2	20	10	60	34.450	15.460	1.210	8.130	80	120	5.420
E4	10	<0,1	33,2	20	30	50	35.220	18.530	2.830	3.360	60	340	9.390
E5	10	<0,1	17,5	20	20	50	34.510	18.360	1.840	7.910	80	290	7.930
E6	10	<0,1	18,9	40	20	60	34.530	10.930	1.200	7.120	70	370	8.410
E7	20	<0,1	28,3	20	20	70	24.570	22.850	1.550	8.430	80	380	9.670
E8	10	<0,1	19,0	20	20	70	26.020	14.670	1.080	10.480	70	380	5.990
E9	10	<0,1	29,2	20	30	70	18.000	11.720	2.730	7.190	100	340	15.370
Mittel	13,3	<0,1	23,3	22	21	60	27.040	16.090	1.654	7.870	78,9	308	8.351

**Tabelle A5:** Sedimente aus dem Donnerskirchner Schilfgürtel 19. 8. 1985

Probe	TS	oTS	Ges.P	Ges.N	GV <sub>800</sub> <sup>o</sup>
Nr.	g/kg				
F1	622	99	1,28	5,39	71,3
F2	638	120	1,38	4,78	55,8
F3	629	106	1,13	5,16	44,6
F4	650	100	1,65	5,27	64,9
F5	601	114	1,65	5,20	49,5
F6	672	101	1,77	5,30	65,0
F7	645	104	1,43	5,10	52,8
F8	629	98	1,39	4,98	58,9
F9	650	119	1,24	5,18	61,3
F10	642	108	1,34	5,08	58,2
Mittel	638	107	1,43	5,14	58,2

Probe	Pb	Cd	Cu	Ni	Zn	Ca	Fe	K	Na
Nr.	mg/kg								
F1	50	<0,1	<10	30	250	36.760	14.320	2.350	180
F2	70	<0,1	<10	30	330	36.800	12.680	3.180	240
F3	50	<0,1	<10	36	210	32.400	12.500	2.900	190
F4	70	<0,1	<10	40	230	33.900	15.300	3.800	240
F5	60	<0,1	<10	30	210	27.800	17.420	3.680	240
F6	70	<0,1	<10	40	250	38.300	16.000	3.410	280
F7	60	<0,1	<10	35	220	29.200	12.920	3.120	230
F8	60	<0,1	<10	40	200	32.400	13.240	3.460	240
F9	50	<0,1	<10	33	190	34.200	12.280	3.600	200
F10	50	<0,1	<10	37	220	31.500	16.460	3.250	210
Mittel	59	<0,1	<10	35	231	33.330	14.310	3.275	225

- CHRISTENSEN, H. M., HARREMOES, P. (1977): Biological denitrification of sewage. *Progr. Wat. Techn.* 8, No 4/5, S. 509.
- EMDE, v.d., u. M. (1985): Einfluß von Hochwasserereignissen auf die Nährstoffbelastung der Wulka und deren Auswirkungen auf die Stoffumsetzungen im Schilfgürtel des Neusiedler See. AGN-Forschungsbericht 1981—1984. Herausgegeben vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, S. 93.
- EMDE, v.d., u. M. (1986): Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Fließgewässer. Verfaßt im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz.
- HAIDER, S. (1983): Der Einfluß von Hochwasserereignissen auf die Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees am Beispiel der Wulka. Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur.
- HAMM, A. (1980): Versuche zum Stoffaustausch zwischen Sediment und Wasser im Speichersee. *Münchener Beitr. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie*, 32, S. 85.
- HWANG, C. P. et al. (1976): Adsorption of inorganic phosphorus by lake sediments. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 48, 2754—2760.
- KARALL, J. (1984): Sedimentationsverhalten der feststoffgebundenen Zuflußbelastung des Neusiedler Sees am Beispiel der Wulka. Diplomarbeit, Univ. f. Bodenkultur.
- KUO, S. and LOTSE, E. G. (1974): Kinetics of phosphate adsorption and desorption by lake sediments. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38, 50—54.
- MAWSON, S. J. et al. (1983): Phosphorus flux rates in lake sediments, *Journal WPCF*, Vol. 55, pp. 1105
- PROVINI, A., PREMAZZI, G. (1985): The role of internal loading. *International Congress: Lakes pollution and recovery*, Rome, Associazione nazionale di ingegneria sanitaria, Proceedings, p. 71.
- STALZER, W., u. M. (1985): Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. AGN-Forschungsbericht 1981—1984. Herausgegeben vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, S. 125.
- STALZER, W., SPATZIERER, G. (1986): Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Sedimentverfrachtung. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz.
- THEIS, T. L. and MC. CABE P. J. (1978): Phosphorus dynamics in hyperentrophic lake sediments, *Water research* Vol. 12, pp. 677.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1987

Band/Volume: [077](#)

Autor(en)/Author(s): Emde Wilhelm von der, Matsche Norbert, Plahl-Wabnegg Franziska

Artikel/Article: [Untersuchung zur Verminderung der Schwebstofffracht der Wulka durch Absetzen vor dem Eintritt in den Schilfgürtel des Neusiedler Sees und zur Verhinderung der Rücklösung Eutrophierender Stoffe. 227-259](#)