

BIOLOGISCHE AKTIVITÄT DES SCHLAMMES DER UFERZONE UND IHRE WIRKUNG AUF DEN CHEMISMUS DES WASSERS IM BALATON

ERNŐ SZABÓ

Eingegangen am 14. März, 1960.

Auf Grund der Fachliteratur ist bekannt, dass die chemische Zusammensetzung des Wassers der Röhrichte wesentlich von dem der offenen Wasserfläche abweicht. (LOS VAY 1898, MÜLLER 1929, SZABÓ 1930, MESCHKAT 1934, CSEGEZY 1938, ENTZ 1953). Der Chemismus des Seewassers wechselt vom schilfbedeckten Ufer gegen das offene Wasser zu stufenweise: der O_2 -Gehalt wächst an, die Menge des CO_2 dagegen fällt zurück, nach Verschwinden desselben kann wiederum CO_3^{--} nachgewiesen werden, in der Nähe des offenen Wassers enthält es wieder gelöstes und suspendiertes CO_3^{--} — welches letzteres teils infolge der Wirkung des Windes aus dem Sediment aufgewirbelt wird, teils infolge der Assimilationsprozesse ins Seewasser gelangt (FELFÖLDY und TÓTH 1957).

Wir haben im Laufe des Jahres 1959 an vielen Stellen wasserchemische Analysen (— nach Röhrichtstypen —) vorgenommen, wobei wir nicht allein die Erfahrungen der bisherigen Forscher bekräftigen, sondern auch feststellen konnten, dass die obigen Eigenschaften sich vom Ufer gegen die offene Wasserfläche zu gleichmässig ändern, was wahrscheinlich mit den sich im Wasser und in dem Bodensediment abspielenden biologischen Vorgängen zusammenhängt.

Im Jänner 1960 haben wir im Laufe von Umweltsuntersuchungen längs eines der Röhrichtabschnitte vom Obengesagten abweichende Verhältnisse angetroffen, insofern als sich die Richtung der Änderung einzelner chemischer Stoffe (O_2 , CO_2 , pH) im, gegen das Ufer zu gelegenen Drittel des Röhrichtsrandes geändert hatte. Die von den durchschnittlichen Verhältnissen abweichenden Umstände boten einen willkommenen Anlass zur Untersuchung der Wichtigkeit der im Bodensediment sich abspielenden Vorgänge, darum haben wir ausser einer Wasseranalyse an dieser Probeentnahmestelle auch die chemische Zusammensetzung des Bodensedimentes und seine biologische Aktivität untersucht.

Untersuchungs-Material und Methodik

In den Vormittagstunden des 25. Jäners 1960 haben wir in östlicher Richtung vom Schiffsanlegeplatz von Szigliget unsere Probenentnahmestelle caa 300 m senkrecht auf das Ufer entfernt gewählt, wo der Röhrichtsgürtel

sich 100 tief längs des Ufers hinzieht. Trotzdem der Balaton damals bereits seit 2 Wochen zugefroren war, war das Rohr noch nicht abgeerntet.

Tabelle 1 — 1. táblázat

Entfernung vom Ufer Távolság a parttól m	Wassertiefe Vízmélység cm	Dicke des Eises Jégvastagság cm
1	12	4
5,5	20	5
10	20	5
30	78	10
50	93	16
70	140	17
90	162	18
100	156	19
130	150	19

Wir haben die Entfernung der Sammelstellen vom Ufer, die dortige Wassertiefe, sowie die Dicke des Eises in der *Tabelle 1* zusammengestellt. Wie aus der *Tabelle* ersichtlich, wurden die Sammelstellen in der Nähe des Ufers dichter ausgewählt, was durch die Analysendaten begründet war. Die Wassertiefe steigt stufenweise, bis caa 90 m vom Ufer entfernt mindert sich sodann gegen die offene Wasserfläche einigermaßen. Auffallend ist der Wechsel der Eisdicke, was entscheidend mit dem wechselnden Sinken des Gefrierpunktes zu erklären ist (Siehe die Wasseranalysendaten der *Tabelle 2!*). Nach Zufrieren des Sees musste sich der Wasserstand verändert haben, da wir caa 5 m vom Ufer in einem Streifen zwischen dem Eis und der Wasseroberfläche eine abschliessende Luftschiene fanden, die eine Verdickung des Eises ebenfalls verhinderte. Am nächsten Tag sammelten wir unsere Sedimentproben (26. Jänner) nach Durchführung der wasserchemischen Analyse und ihrer Auswertung ein.

Die Probeentnahme geschah, gegen die offene Wasserfläche fortschreitend aus ins Eis gebrochenen Öffnungen. Die Temperatur der Proben wurde sofort an Ort und Stelle bestimmt, ebenso deren pH und ihr CO₂-Gehalt; für die Feststellung der sonstigen chemischen Bestandteile füllten wir Wasser in Flaschen aus Kunststoff.

Die Bodensedimentsproben wurden mittels cylindrischen Schlammstechern ausgehoben; die Proben wurden bei Zimmertemperatur getrocknet und homogenisiert.

Bei den Wasseranalysen nahmen wir die Bestimmung des pH und des O₂-Gehaltes mittels der kolorimetrischen Halbmikro-Methode von MAUCHA (1947), die des CO₂-Gehaltes nach der Methode WINKLER (ERDEY 1951, 62), endlich die Bestimmung des Ca⁺⁺- und Mg⁺⁺-Gehaltes nach der Beschreibung von KÖRÖS (1953) komplexometrisch vor.

Wir geben in Folgendem ein Skizze der chemischen Untersuchung der Bodensediment-Proben: die Asche wurde nach einer Erhitzung der Proben bis auf 720 C° gewonnen. Nach unseren Erfahrungen genügt diese Temperatur, um das Karbonat auszuschleiden. Die Gesamtmenge der Karbonate bestimmten wir mittels einer adaptierten Methode von PASSON (PIPER 1947, ungarisch von FELFÖLDY 1951, 215). Die Asche wurde mit 12%-iger Salzsäure

behandelt, sodann die in der Salzsäure nicht gelöste Fraktion abgemessen. Aus einem aliquoten Teil der Filtermasse untersuchten wir nach der Methode KÖRÖS die Ca^{++} - und Mg^{++} -Ionen. Die KJELDAHL-N Menge wurde nach einer in einem Schwefelsäure-Substrat in Gegenwart eines HgO —Se Katalisators durchgeführten Aufschlusses (HADORN und JUNGKUNZ 1953, 26), der Ammonium-Gehalt auf einem PARNAS—WAGNER Apparat destilliert, bestimmt. Die Ergebnisse der Analyse bezogen wir auf bei 105°C getrocknetes Material, da besonders der Schlamm mit grösserem Gehalt an organischen Stoffen sehr viel Wasser bindet und diese Werte zu einer späteren Vergleichung nur auf diese Weise verwendet werden können.

Von den Indikatoren der biologischen Aktivität des Schlammes (SZABÓ 1959) hielten wir die Bestimmung der Sacharase und β -Glucosidase für zweckmässig, da in den sich zersetzenden pflanzlichen Stoffen sehr viel β -glucosidisch aufgebaute Polysacchariden enthalten sind. Die Saccharase wurde in 10 g lufttrockener Proben nach der Methode HOFMANN und SEGERER (1951), die β -Glucosidase nach jener von HOFMANN und HOFMANN (1953) gemessen. Die Aktivität haben wir durch die ml-Zahl der 0,1 n $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ Masslösung ausgedrückt, welche bei der Bestimmung der im Laufe des Abbaus gebildeten reduzierenden Zuckermengen verbraucht wurde.

Ergebnisse der Untersuchung

Die Ergebnisse der Untersuchung der Wasseranalysen haben wir zahlenmässig in der *Tabelle 2* zusammengefasst dargestellt. Bereits auf den ersten Blick ist eine grosse Verschiedenheit der Komponenten festzustellen.

Tabelle 2 — 2. táblázat

Daten der Wasseranalyse — A vízelemzések adatai

Entfernung vom Ufer Távolság a parttól m	pH	Leitungsvermögen Vezetőképesség $\text{K}_{18} \cdot 10^6$	t °C	O_2 mg/l	CO_2 mg/l	HCO_3^- mg/l	CO_3^{--}	Ca^{++} mg/l	Mg^{++} mg/l
1	7,79	690	0,7	6,6	16,4	430,6	0,0	74,9	59,8
5,5	7,58	670	0,4	5,8	26,8	401,6	0,0	69,3	54,5
10,0	7,38	652	0,4	2,1	31,4	387,0	0,0	63,7	54,0
30,0	7,38	587	0,4	2,4	0,2	334,6	0,0	50,9	50,4
50,0	7,65	552	0,4	5,8	14,4	305,5	0,0	45,7	47,9
70,0	7,65	526	0,8	11,9	7,2	288,1	0,0	41,9	46,9
90,0	8,01	519	0,8	12,8	4,2	285,2	0,0	40,9	46,7
100,0	8,06	515	0,6	16,0	2,8	296,8	0,0	40,1	46,5
100,0	8,16	520	0,6	16,1	0,0	314,3	Spuren Nyomok	40,1	47,2

Durchschreiten wir einmal im Geiste das Röhricht in der Richtung gegen den offenen Wasserspiegel zu. Das pH vermindert sich stufenweise, es erreicht ein Minimum zwischen 10—30 m, dann steigt es wieder an und kulminiert mit einem Werte von 8,16 im offenen Wasser. Der O_2 -Gehalt wechselt gleichfalls in ähnlicher Weise; in Ufernähe haben wir 6,6 mg/l gemessen, die niedrigsten Werte ergaben sich bei 10 und 30 m; von hier an steigt der Wert wieder an und erreicht im offenen Wasser 16,1 mg/l. Der CO_2 -Gehalt des Röhrichtwassers schwankt, — zwar im entgegengesetzten Sinne, — jedoch

gleichfalls in ähnlicher Weise: von in Ufernähe gemessenen 16,4 mg/l steigt er bis zu dem bei 10 m gemessenen 31,4 mg/l Maximalwert an und sinkt von da ab stufenweise an dem, dem offenen Wasser zugewendeten Rande des Röhrchtes herab, bei 100 m beträgt er nur mehr 2,8 mg/l, im offenen Wasser ist der überhaupt nicht mehr nachzuweisen. In einer Entfernung von 10—30 m vom Ufer konnten wir demnach das Minimum des pH und O₂, ferner das Maximum des CO₂-Gehaltes feststellen.

Der Verlauf der Kurve des Leitvermögens sowie des HCO₃⁻ und der Änderung der beiden vorherrschenden Kationen des Balatonwassers, des Calciums und Magnesiums zeigt vom Ufer gegen das offene Wasser zu ein gleichmässig monotones Sinken.

Die Ergebnisse unserer auf den Bodenschlamm des Streifens von 1—30 m bezüglichen wichtigeren Untersuchungen haben wir in der *Tabelle 3* zusammengefasst.

Tabelle 3 — 3. táblázat

Ergebnisse der Untersuchung des Bodenschlammes — A fenékiszap vizsgálatának eredménye

Entfernung vom Ufer Távolság a parttól m	Asche Hamu %	CO ₂ %	in Salzsäure unlösbar Sósavban oldhatatlan %	Ca ⁺⁺ %	Mg ⁺⁺ %	Kjeldahl-N %	Saccharase	Glucosidase
							Aktivität Aktivitás	
1	49,7	20,4	22,3	11,8	1,7	0,9	1,5	2,3
5,5	47,5	18,5	14,2	10,5	1,3	1,2	6,0	3,6
10	44,5	18,8	15,0	11,6	1,2	1,2	11,0	4,0
30	62,5	27,4	25,1	16,2	1,6	0,6	5,0	3,1

Die Menge der *anorganischen* Schlammkomponenten ist in Ufernähe und 30 m vom Ufer entfernt am grössten. Zwischen diesen beiden Punkten zieht sich eine, an *organischen* Stoffen reichere Zone hin. Der Calciumgehalt ändert sich beträchtlich, die Schwankung des Magnesiumgehaltes ist ähnlich, seine absolute Menge ist jedoch bedeutend geringer.

In der *Tabelle 3* haben wir auch die Werte der biologischen Aktivität dargestellt. Auffallend ist es, dass bei beiden Substraten die geringste Aktivität sich beim Ufer zeigt. Diese Zahlenwerte sind nicht absolute Mengen, also kann man die auf beide Substrate ausgeübte Wirkung nicht miteinander vergleichen, jedoch lässt sich feststellen, dass sich bei den einzelnen Proben grosse Verschiedenheiten im Saccharose-Abbau ergeben; beim Salizin-Abbau zeigen sich keine hervorspringenden Werte, die Aktivität des Bodensedimentes erscheint mehr homogen.

Besprechung der Ergebnisse

Wie wir bereits in der Einleitung betont hatten, war der Ausgangspunkt unserer Untersuchungen der, dass der Chemismus des Wassers durch die biologischen Vorgänge im Wasser oder in der Sedimentsablagerung beeinflusst wird. Die ständige Verwesung sowohl der allochtonen als auch der autochtonen pflanzlichen und tierischen Organismen bringt im Sediment eine Stoffanhäufung organischen Ursprungs zustande. Diese organische Masse wird durch die Tätigkeit von Mikroorganismen aerob oder anaerob abgebaut. Im ufernähen

Teil der Röhrichte zeigt sich in auffallender Weise die Wirkung dieses Vorganges auf die ober dem Schlamm liegende Wasserschichte. Den Grund hierfür können wir in zwei, von den Eigenschaften des offenen Wassers abweichenden Eigenschaften suchen.

Am Grunde der Röhrichte sammelt sich eine grosse Menge von sich langsam zersetzendem organischem Material an, welche in ihrer Gänze durch das Röhricht hervorgebracht wird, deren Verschleppung es jedoch auch verhindert. Bei einer Abschätzung der Menge dieses organischen Materials muss man natürlich auch die wirtschaftliche Ausnützung dieser Menge durch Menschenhand in Betracht ziehen, wodurch ein Teil derselben dem Stoffwechsel des Sees entzogen wird.

Die andere wichtige Eigenschaft ist die Seichtigkeit des Seegrundes. Dies ist in erster Linie hinsichtlich des aeroben Milieus von Wichtigkeit, da eine dünnere Wasserschichte ein geringeres Hindernis der Diffusion des gelösten O_2 gegen den Schlamm hin bedeutet; zugleich kann jedoch das gebildete CO_2 und die dadurch gelösten Stoffe die ganze Wassermenge gleichmässig durchdringen. In der Ausbildung der aeroben Umwelt spielen selbstverständlich auch die im Wasser und an der Schlammoberfläche lebenden autotrophen Organismen eine Rolle. Es stehen uns darüber noch keine genaueren Daten zur Verfügung, in welchem Masse den aeroben bzw. anaeroben Lebewesen im Abbau der den Grossteil des pflanzlichen Gemengsels bildenden Zellulose mitspielen, doch lässt der grosse freie Kohlendioxydgehalt des Wassers auf eine beträchtliche aerobe Tätigkeit schliessen.

Das Gleichgewicht des Ca^{++} , Mg^{++} , bzw. HCO_3^- und CO_3^{--} des offenen Wassers wird durch die Wirkung des Kohlendioxydes verschoben. Das bloss in sehr geringem Masse sich lösende Calciummonocarbonat löst sich in der Form von Bicarbonat. Hiedurch kommt es zu der interessanten Erscheinung, dass die Calciumkonzentration die Menge des im offenen Wasser überwiegend vorhandenen Magnesiums längs des Röhrichtstreifens nicht nur erreicht, sondern diese sogar übersteigt. Infolge der schwächeren Lösungsfähigkeit des Calciummonocarbonats übersteigen die absoluten Werte der Calciumionen im Sediment jene des Magnesiums und wächst der Calciumgehalt des Sedimentes vom Ufer gegen das offene Wasser zu fortschreitend, parallel mit dem Zurückfallen des Kohlendioxydgehaltes an.

Weitere Untersuchungen müssen entscheiden, inwieweit das Wasser unter den gegebenen Verhältnissen bezüglich der vorhandenen Ionen gesättigt ist und in welchem Grade die »Ausnützung« des CO_3^{--} in Bezug auf die Lösung der Carbonate vor sich geht.

Sehr bemerkenswert ist auch die Tatsache, dass wir bei der Messung der biologischen Aktivität des Schlammes maximale Werte immer dort erzielt hatten, wo die CO_2 Konzentration im Wasser am grössten war. Demnach beeinflussen die Vorgänge im Schlamm entscheidend den Chemismus des Wassers. Die Intensität des Stoffwechsel-Kreislaufes bringt im Wasser der Röhrichte einen anderen Gleichgewichtszustand hervor, wie im offenen Wasser des Sees.

Nebst den auftauchenden zahlreichen chemischen Problemen wäre es sehr von Vorteil, die biologischen Vorgänge in der Wasserschichte oberhalb des Schlammes mit denen im Schlamm selbst auch quantitativ zu vergleichen und versprechen die in dieser Richtung vorzunehmenden ökologischen Untersuchungen reiche Erfolge.

Zusammenfassung

Wir haben wasserchemische und Schlamm-Untersuchungen längs eines Röhrichtsabschnittes im Balaton vorgenommen (in der Bucht von Szigliget, am 25—26. Jänner 1960), wobei wir bei der Analyse des Wassers von den bisherigen Erfahrungen abweichende Verhältnisse antrafen. Im Innern der Röhrichte verschwindet der Karbonatgehalt des offenen Wassers, dafür tritt Kohlendioxyd auf, wobei auch die Menge des Sauerstoffes auf ein Minimum herabsinkt. Laut den Angaben in der Literatur, sowie auch nach unseren eigenen zahlreichen Untersuchungen wechseln diese und mit ihnen parallel laufende Eigenschaften (— Verminderung des pH, Ansteigen des Gesamtsalzgehaltes, der Alkalinität, des Leitvermögens —) gleichmässig gegen das Ufer zu. Bei den untersuchten Abschnitten wird die gleichmässige Veränderung des Sauerstoff- und Kohlendioxyd-Gehaltes, demnach also der die biologischen Vorgänge empfindlichst anzeigenden Stoffe durch ein, vom Ufer cca 10—30 m entfernt gebildetes Minimum bzw. Maximum unterbrochen. Unsere Untersuchungen beweisen, dass diese Ordnungswidrigkeit mit einer, im Sediment des Röhrichtes messbaren Aktivität (— Saccharase, β -Glucosidase Aktivität —) in Zusammenhang gebracht werden kann.

LITERATUR

- CSEGEZY G. (1938): Ujabb adatok a Balaton-víz összetételében. Neuere Untersuchungen am Balaton-Wasser. *Magy. Biol. Kut. Munk.* **10**, 424—428.
- ENTZ B. (1953): Horizontális kémiai vízvizsgálatok 1950 és 1952 nyarán a Balaton különböző biotópjaiban és néhány beömlő patak torkolatánál.
- ERDEY L. (1951): Bevezetés a kémiai analízisbe. II. Tankönyvkiadó. Budapest. 1—276.
- FELFÖLDY L. (1951): Oikológiai növényföldrajzi módszerek. Az 1951 évi vácrátóti növényföldrajzi térképezési tanfolyam jegyzete. *Orsz. Term. Tud. Múzeum Kiad.* 49—74 (litogr.).
- FELFÖLDY L. és TÓTH L. (1957): Fontinalis antipyretica és F. hypnoides a Balatonban. *Annal. Biol. Tihany.* **24**, 335—344.
- HADORN, H. und JUNGKUNZ, R. (1953): Über die Stickstoffbestimmung in Lebensmitteln nach Kjeldahl und den Einfluss des Katalysators im besondern. — *Mitt. — Lebensmitteluntersuchung und Hygiene* **44**, 14—30.
- HOFMANN, Ed. und SEGERER, A. (1951): Über das Enzymsystem unserer Kulturböden. I. Saccharase. *Biochem. Z.* **322**, 174—179.
- HOFMANN, Ed. und HOFFMANN Gg. (1953): Über das Enzymsystem unserer Kulturböden. IV. Die 3-Glucosidase. *Biochem. Z.* **324**, 379—400.
- ILOSVAY L. (1898): A Balaton vizének chemiai viszonyai. *A Balaton Tud. Tanulm. Eredm.* **1**, 6, 1—28.
- KÖRÖS E. (1953): Kalcium és magnézium egymás melletti meghatározása dinatrium-dihydrogen-etilendiamin-tetraacetáttal. — *Magyar. Kémiai Folyóirat* **59**, 137—139.
- MAUCHA R. (1947): Hydrochemische Halbmikro-Feldmethoden. *Arch. f. Hydrobiol.* **41**, 352—391.
- MESCHKAT, A. (1934): Der Bewuchs in den Röhrichten des Plattensees. *Arch. f. Hydrobiol.* **27**, 436—517.
- MÜLLER S. (1929): A Balaton vizének vegyelemzése. (Die Chemische Analyse des Balaton Wassers.) *Magy. Biol. Kut. Munk.* **2**, 145—169.
- SZABÓ E. (1959): Balatoni fenéküledékek enzimtevékenységének vizsgálata. *Hidrológiai Közlemény* **6**, 476—477.
- SZABÓ Z. (1930): A Balaton vizének vegyelemzése. *Magy. Biol. Kut. Munk.* **3**, 488—500.

A PARTI ÖV ISZAPJÁNAK BIOLÓGIAI AKTIVITÁSA ÉS ENNEK HATÁSA A VÍZ KÉMIZMUSÁRA

Szabó Ernő

Összefoglalás

Víz- és iszapkémiai vizsgálatokat végeztünk egy nádasszelvény mentén a Balatonban (Szigligeti-öböl 1960. január 25—26), melyben a víz elemzése során az eddig tapasztaltaktól eltérő viszonyokat találtunk. A nádasok belsejének vizében a nyílt víz karbonát-tartalma eltűnik, széndioxid jelenik meg, miközben az oxigén mennyisége is minimumra csökken. Az irodalmi adatok és saját nagyszámú vizsgálataink szerint ezek és a velük párhuzamos (pH csökkenés, összes só, lúgossági fok, vezetőképesség) tulajdonságok egyenletesen változnak a part felé. A vizsgált szelvénynél az oxigén és a széndioxid, tehát a biológiai történéseket érzékenyen indikáló anyagok egyenletes változását egy a parttól 10—30 m-re kialakult minimum, illetve maximum töri meg.

Adataink döntően bizonyítják, hogy ez a rendellenesség a nádas üledékében mérhető biológiai aktivitással (szaharáz, β -glukozidáz) hozható összefüggésbe.