

**Zeitschrift:** Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern

**Herausgeber:** Naturforschende Gesellschaft Bern

**Band:** - (1937)

**Artikel:** Der Amsoldingersee

**Autor:** Büren, G. v.

**Kapitel:** II: Hydrochemische Untersuchungen

**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-319388>

### Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

### Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

### Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

**Download PDF:** 10.02.2026

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

in ruhigen Winkeln eine dicke, rahmartige Schicht bildet. Diese sich ungefähr zu gleichen Teilen aus Fichten- und Kiefernpollen zusammensetzende Masse sinkt nur langsam unter. Während sie bereits in Zersetzung begriffen ist, wuchern eine grosse Menge von Infusorien darin und zahlreiche Pollenkörner sind von einer *Chytridinee Rhizophidium pollinis* befallen. Die Durchsichtigkeit des Amsoldingersees ist im Durchschnitt 2,5 mal grösser als diejenige des Gerzensees, auch sind die Maximal- und Minimalwerte höher. Hierdurch erlangt im ersteren die produktive (trophogene) Schicht eine dementsprechend etwas grössere Tiefenausdehnung, was sich hinwiederum auf den gesamten Stoffhaushalt auswirkt.

## II. Hydrochemische Untersuchungen

Zur allgemeinen Orientierung der hydrochemischen Verhältnisse hat Herr Dr. TH. v. FELLENBERG, Chemiker am Eidgenössischen Gesundheitsamt, zu meinen Händen die beifolgenden Wasseranalysen ausgeführt, wofür ich ihm auch an dieser Stelle meinen besten Dank aussprechen möchte, ebenso für die vielen Ratschläge, die er mir im Verlauf meiner Untersuchungen zuteil werden liess.

### 1. Analyse des Amsoldingerseewassers<sup>18)</sup>

Wasserproben-Entnahme am 8. August 1934, vormittags, in einer Tiefe von 8 m. Wasser leicht trüb, aber geruchlos.

Oxydierbarkeit . . . .	17,9 mg KMnO <sub>4</sub> pro l.
Chlorzahl nach Froboese . .	10,4 mg Cl von 1 l gebunden.
Alkalität . . . .	4,00 cc n im l.
Französische Härtegrade . .	20,0
Trockenrückstand . . . .	248 mg im l.
Glührückstand . . . .	225 mg im l.

<sup>18)</sup> Hier sei die Gelegenheit benutzt, um einen Fehler richtig zu stellen, der mir leider bei der Darstellung der Analysenresultate vom Gerzensee unterlaufen ist. Es soll nämlich dort auf Seite 54 (Mitteil. d. Naturf. Gesell. i. Bern a. d. Jahre 1935) Zeile 5 von unten heissen:

$$\frac{\text{Chlorzahl}}{\text{Oxydierbarkeit}} \text{ und nicht } \frac{\text{Oxydierbarkeit}}{\text{Chlorzahl}}$$

und dementsprechend auf Seite 55, Zeile 2, von oben, soll es heissen: Sauerstoff mg im Liter, statt Chlorzahl mg im Liter.

Glühverlust . . . . . 23 mg im l.  
 Albuminoider Stickstoff . . . . . 0,16 mg im l.

Die Bestimmung der Einzelbestandteile ergab folgendes Bild. Zum Vergleich führe ich, nach entsprechender Umrechnung, die Zahlen an, die F. E. BOURCART<sup>19)</sup> (6) im Jahre 1902 gefunden hat. Seine Wasserprobe wurde am 30. Juni an der tiefsten Stelle des Sees entnommen.

	v. Fellenberg 1934		Bourcart 1902	
	Millival*	mg im L.	Millival	mg im L.
<b>Kationen</b>				
Kalium-Jon ( $K^+$ ) . . . . .	0,040	1,58	0,047	1,82
Natrium-Jon ( $Na^+$ ) . . . . .	0,187	4,32	0,155	3,57
Ammonium-Jon ( $NH_4^+$ ) . . . . .	0,062	1,06	—	—
Calcium-Jon ( $Ca^{++}$ ) . . . . .	3,53	70,50	3,31	66,2
Magnesium-Jon ( $Mg^{++}$ ) . . . . .	0,50	6,1	0,30	3,64
Ferro-Jon ( $Fe^{++}$ ) . . . . .	0,014	0,40	0,013	0,35
Mangano-Jon ( $Mn^{++}$ ) . . . . .	0	0	—	—
Aluminium-Jon ( $Al^{+++}$ ) . . . . .	0	0	—	—
Summe der Kationen	4,33	84,0	3,83	75,6
<b>Anionen</b>				
Nitrat-Jon ( $NO_3^-$ ) . . . . .	0,019	1,2	—	—
Nitrit-Jon ( $NO_2^-$ ) . . . . .	0,0056	0,16	—	—
Chlor-Jon ( $Cl^-$ ) . . . . .	0,144	5,1	0,10	3,5
Jod-Jon ( $J^-$ ) . . . . .	0,0000047	0,0006	—	—
Hydrosulfid-Jon ( $SH^-$ ) . . . . .	0	0	—	—
Sulfat-Jon ( $SO_4^{--}$ ) . . . . .	0,156	7,5	0,14	6,5
Hydrocarbonat-Jon ( $HCO_3^-$ ) . . . .	4,00	244	—	—
Summe der Anionen	4,30	258,0	—	—
Kieselsäure (meta) ( $H_2 SiO_3$ ) . . . .		5,2		7,8

\*) Unter einem Millival oder Milligrammäquivalent versteht man so viel Milligramme des betreffenden Stoffes, als sein Äquivalentgewicht Einheiten anzeigt.

Unsere Zahlen von 1934 sind im allgemeinen etwas höher, als die von BOURCART von 1902. Die Summe der Kationen hat

<sup>19)</sup> Bourcart (6) hat in seiner Arbeit „Les Lacs alpins suisses étude chimique et physique“ bereits den Amsoldingersee kurz beschrieben und bei der Entnahme von Wasserproben für die chemischen Untersuchungen am 30. Juli 1902 auch die Grund- und Oberflächentemperaturen, sowie die Durchsichtigkeit gemessen. Bourcarts Untersuchungen waren namentlich darauf gerichtet, bei den Alpenseen die Beziehungen, die zwischen der geologisch-minerologischen Beschaffenheit des Einzugsgebietes und den physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers bestehen, zu studieren.

sich von 75,6 auf 84,0 mg im Liter vermehrt, was einer Erhöhung der Konzentration um 11% entspricht. Ob dieser Unterschied mehr durch Witterungseinflüsse, durch Schwankungen im Mengenverhältnis der vier Zuflüsse oder durch Änderungen in der Menge des Phytoplanktons bedingt ist, möge dahingestellt bleiben.

Nach dem völligen Ueberwiegen des Calcium- und des Hydrokarbonations charakterisiert sich das Wasser des Amsoldingersees als Karbonatwasser. Das Magnesiumion tritt gegenüber dem Calciumion stark zurück; noch niedriger ist der Gehalt an Natrium- und Kaliumion. Unter den Anionen finden sich neben dem Hydrokarbonation Sulfat- und Chlorion nur in ziemlich unbeträchtlicher Menge. Das ubiquitäre Jodion fehlt auch hier nicht.

Interessant ist die Betrachtung des Ammonium-Nitrat- und Nitritions, da diese drei Jonen ja von einander abhängen, und je nach dem Sauerstoffhaushalt, bzw. der Tätigkeit der vorhandenen Mikroflora ineinander übergehen können. Wir ziehen zum Vergleich die entsprechenden Werte vom Gerzensee heran und haben:

	Gerzensee	Amsoldingersee
NH <sub>4</sub> ' mg im 1	0,16—4,00 (mit zunehmender Tiefe)	1,06
NO <sub>3</sub> ' " "	0,013—0 " " "	1,2
NO <sub>2</sub> ' " "	0,004—0 " " "	0,16

Der Gerzensee weist einen schwankenden, mit der Tiefe sehr stark zunehmenden Ammoniumgehalt auf, während der Gehalt an Nitrat- und Nitrition schon an der Oberfläche sehr gering ist und in der Tiefe ganz verschwindet. Beim Amsoldingersee hingegen ist der Nitratgehalt noch in 8 m Tiefe ausserordentlich hoch, höher als der Ammoniumgehalt, und auch der Nitritgehalt ist verhältnismässig beträchtlich.

Damit mag folgendes zusammenhängen: Wir haben im Wasser beider Seen sowohl die Oxydierbarkeit, ausgedrückt in mg Permanganat pro Liter, als auch den Chlorverbrauch in mg im Liter (Chlorzahl nach FROBOESE) bestimmt und folgende Zahlen gefunden:

	Gerzensee (mit zunehmender Tiefe)	Amsoldingersee
Oxydierbarkeit mit Permanganat	18,2—23,8	17,9
Chlorzahl nach Froboese	28,9—74,0	10,4
Quotient $\frac{\text{Chlorzahl}}{\text{Oxydierbarkeit}}$	1,58—3,11	0,58

Beim Gerzensee liefert die Chlorzahl durchweg höhere Werte

als die Oxydierbarkeit, beim Amsoldingersee ist das Gegenteil der Fall. Durch Division der Chlorzahl durch die Oxydierbarkeit erhalten wir im ersten Fall die Werte 1,58—3,11 oder in 8 m Tiefe 2,80, im zweiten Fall in 8 m Tiefe nur 0,58. Beim Gerzensee, wo die reduktiven Einflüsse vorhanden sind, überwiegt die Chlorzahl, beim Amsoldingersee, wo die oxydativen Einflüsse vorherrschen, die Oxydierbarkeit.

Aus der Originalarbeit FROBOESES (14) ergeben sich bei zwölf Wasserproben aus der Spree und der Weser Quotienten

$\frac{\text{Chlorzahl}}{\text{Oxydierbarkeit}}$  von 0,93—1,35, durchschnittlich 1,09. Damit verglichen, sind unsere Quotienten im Falle des Gerzensees ausnehmend hoch, im Falle des Amsoldingersees besonders niedrig.

Nach ELMANOWITSCH und ZALENSKI (12) verbrauchen speziell die Zerfallprodukte der Eiweisskörper viel Chlor, das Ammoniumion würde 6,6, der Harnstoff 2,7 mg Chlor pro mg benötigen.

Wenn wir bei den Wasserproben vom Gerzensee den dem Ammonium entsprechenden Chlörverbrauch abziehen, bleiben uns immer noch Chlorzahlen von 27,8—47,6 entsprechend den Quotienten 1,53—2,00. Es müssen also ausser dem Ammoniumion noch andere Chlor verbrauchende Stoffe in grösserer Menge vorhanden sein. Wie sind diese Stoffe beschaffen und woher kommen sie? Eine so starke Verunreinigung etwa durch Einschwemmung von den umliegenden gedüngten Wiesen her dürfte ausser Betracht fallen; schon der niedrige Chlorgehalt des Wassers schliesst diese Möglichkeit aus. Zur völligen Abklärung dieser Fragen genügen die vorliegenden Untersuchungen nicht.

(v. FELLENBERG).

## 2. Sauerstoff

Zur Beurteilung der gesamten biologischen Vorgänge, die sich in einem See abspielen, ist die Kenntnis des Sauerstoffgehaltes von grundlegender Bedeutung. Somit gehören die in möglichst regelmässigen Zeitabschnitten und in möglichst verschiedenen Tiefenstufen durchgeführten Bestimmungen des im Wasser gelösten Sauerstoffes bei der hydrochemischen Untersuchung eines Gewässers mit zu den wichtigsten Aufgaben. Der im Wasser gelöste Sauerstoff stammt zum grossen Teil aus der Luft, und zwar ist

die Menge des Sauerstoffes vom Luftdruck, namentlich aber von der Wassertemperatur abhängig.

Bei mittlerem Barometerstand und einer Wassertemperatur von  $0^{\circ}$  kann das Amsoldinger-Seewasser  $9,37 \text{ cm}^3$ , bei  $10^{\circ}$  noch  $7,24 \text{ cm}^3$  Sauerstoff gelöst enthalten. Auch ist zu berücksichtigen, dass die Diffusion des Sauerstoffes, zumal im ruhigen Wasser, von oben nach unten nur sehr langsam vor sich geht, wie SCHOENEMUND (50, p. 354—356) experimentell gezeigt hat. Abweichungen von den Sättigungswerten sind also hauptsächlich in biologischen Vorgängen zu suchen. Daneben gibt es natürlich auch von der Temperatur bedingte Sauerstoff-Uebersättigungen und -Defizite, die sich aber von den biogen bedingten Änderungen schwer unterscheiden lassen.

Die Sauerstoffbestimmungen sind nach den Winkler'schen Vorschriften ausgeführt. Den Berechnungen liegen ebenfalls die von WINKLER angegebenen Sättigungswerte zugrunde. Auch der jeweilige Barometerstand ist in Rechnung gezogen worden, obschon, wie THIENEMANN ausgeführt hat, durch die Ausserachtlassung dieses Faktors kein grosser Fehler entstehen würde. Es ist auch gar nicht anzunehmen, dass der  $O_2$ -Gehalt des Wassers, wenigstens bei kleinen Luftdruckschwankungen, entsprechend folgen kann, da auch die Absorptionsgeschwindigkeit entsprechend dem langsamem Diffusionsvermögen des  $O_2$  im Wasser, eine geringe sein muss.

Verfolgt man die  $O_2$ -Kurven im Verlauf des Jahreszyklus, so ergibt sich folgendes:

Während der Winterstagnation und nach der Frühlingsvollzirkulation fällt die Kurve von der Oberfläche mit  $5,5—7,5 \text{ cm}^3/l$  ziemlich steil nach der Tiefe ab, wo der  $O_2$ -Standart bei etwa  $4 \text{ cm}^3/l$  liegt. Im Laufe der Sommerstagnation nimmt der Sauerstoffgehalt in der Tiefe von  $2—5 \text{ m}$  stark zu, um den hohen Betrag von  $9 \text{ cm}^3/l$  zu erreichen; während namentlich unterhalb  $8 \text{ m}$  Tiefe eine starke Sauerstoffzehrung einzusetzen beginnt, die im September über Grund ihr Maximum mit wenig mehr als  $1 \text{ cm}^3/l$  erreicht. Zu dieser Zeit hat in den oberen Wasserschichten die Herbstzirkulation den  $O_2$ -Gehalt bereits wesentlich ausgeglichen. Im November ist dieser Ausgleich weiter nach der Tiefe fortgeschritten, und im Dezember, nach erfolgter Vollzirkulation, ist der Sauerstoffgehalt im gesamten Seewasser ziemlich ausgeglichen. Um die

27. Dezember 1934						23. Januar 1935					
T	Tp	O <sub>2</sub>	S	±	%	T	Tp	O <sub>2</sub>	S	±	%
0	4	5,6	8,5	-2,9	65,8	0	3	6,1	8,8	-2,7	69,3
1	—	—	—	—	—	2	4	6,1	8,5	-2,4	71,7
2	—	—	—	—	—	5	4	6,1	8,5	-2,4	71,7
5	4	5,4	8,5	-2,1	63,5	10	5,2	4,2	8,3	-4,1	49,8
8	—	—	—	—	—						
10	5,2	4,3	8,2	-3,9	50,2						
25. März 1935						11. Mai 1935					
0	8,3	7,76	7,76	0	100	0	16,2	7,48	6,40	+1,08	115,62
2	7,3	6,80	7,96	-1,16	85,42	2	13,2	7,86	6,83	+1,03	115,07
5	6,2	6,27	8,15	-1,43	82,45	5	9,3	9,00	7,49	+1,51	120,14
8	5,2	5,01	8,37	-3,36	59,85	8	7,4	5,79	7,68	+1,89	75,39
10	5,2	4,17	8,37	-4,20	48,62	10	7,3	4,66	7,87	-3,21	59,21
14	4,4	4,00	8,37	-4,37	47,79						
15. Juni 1935						13. Juli 1935					
0	22,3	6,86	5,68	+0,18	120,77	0	25,2	6,59	5,37	+1,22	122,71
2	18,2	7,16	6,14	+1,02	116,61	2	23,3	6,69	5,58	+1,38	124,73
5	12,3	7,84	6,93	+0,85	112,16	5	15,3	8,90	6,54	+2,36	136,05
8	9,2	4,42	7,49	-3,07	59,01	6,5	12,0	5,97	6,99	-1,02	85,26
10	8,4	3,21	7,68	-4,47	41,79	8	9,4	3,36	7,31	-3,95	45,96
14	8,2	1,80	7,68	-5,88	23,43	10	8,4	3,37	7,49	-4,12	44,99
						14	8,4	2,08	7,49	-5,41	27,77
20. September 1935						7. November 1935					
0	17,3	6,84	6,61	+0,63	110,30	0	9,3	5,33	7,49	-2,16	71,16
2	17,3	6,46	6,61	+0,75	112,07	2	9,3	5,26	7,49	-2,23	70,24
5	17,3	6,84	6,61	+0,63	110,14	5	9,4	5,37	7,49	-2,12	71,6
6,5	14,3	6,36	7,04	-0,85	96,21	8	—	5,13	7,49	-2,36	68,48
8	11,0	2,30	7,69	-4,92	31,85	10	9,3	4,29	7,49	-3,20	57,24
10	9,3	2,63	7,39	-4,76	35,58	13	9,1	2,32	7,49	-5,17	30,97
13	9,1	2,35	7,57	-5,22	31,04						
14	9,0	1,31	7,57	-6,45	17,30						

In den Tabellen bedeutet:

T = Tiefe in Metern.

Tp = Wassertemperaturen in ° C.

O<sub>2</sub> = Sauerstoffgehalt in cm<sup>3</sup> Liter.

S = Sättigungswerte des Wassers mit O<sub>2</sub> in cm<sup>3</sup>/L, berechnet nach den Absorptionskoeffizienten von Winkler bei der Temperatur und dem jeweiligen Barometerstand in Amsoldingerseehöhe.

± = Differenz zwischen Sauerstoffgehalt und Sättigungswert.

% = Sauerstoffgehalt in Prozenten der Sättigung.

Sauerstoffschichtung richtig zu verstehen, muss hier voreilig gesagt werden, dass sowohl die Ufer, als auch das freie Wasser des Amsoldingersees eine reiche Vegetation aufzuweisen haben. Beide Bezirke tragen dazu bei, dem See eine grosse Menge von Pflanzennährstoffen zuzuführen. Dieser Nährstoffreichtum ermöglicht eine reichliche Planktonentwicklung, in deren Folge das Wasser sich oft stark trübt und gelblich-grün färbt und hierdurch die Lichtverhältnisse derart gestaltet, dass sich die Entfaltung des pflanzlichen Lebens hauptsächlich in den oberen Schichten abspielen muss.

Der starke Anstieg des  $O_2$ -Gehaltes, der während der Sommerstagnation zwischen 2—5 m beobachtet wird, ist eine direkte Folge der Assimilationstätigkeit des Phytoplanktons, das sich im erwärmen Wasser dieser Zone stark entwickelt hat.

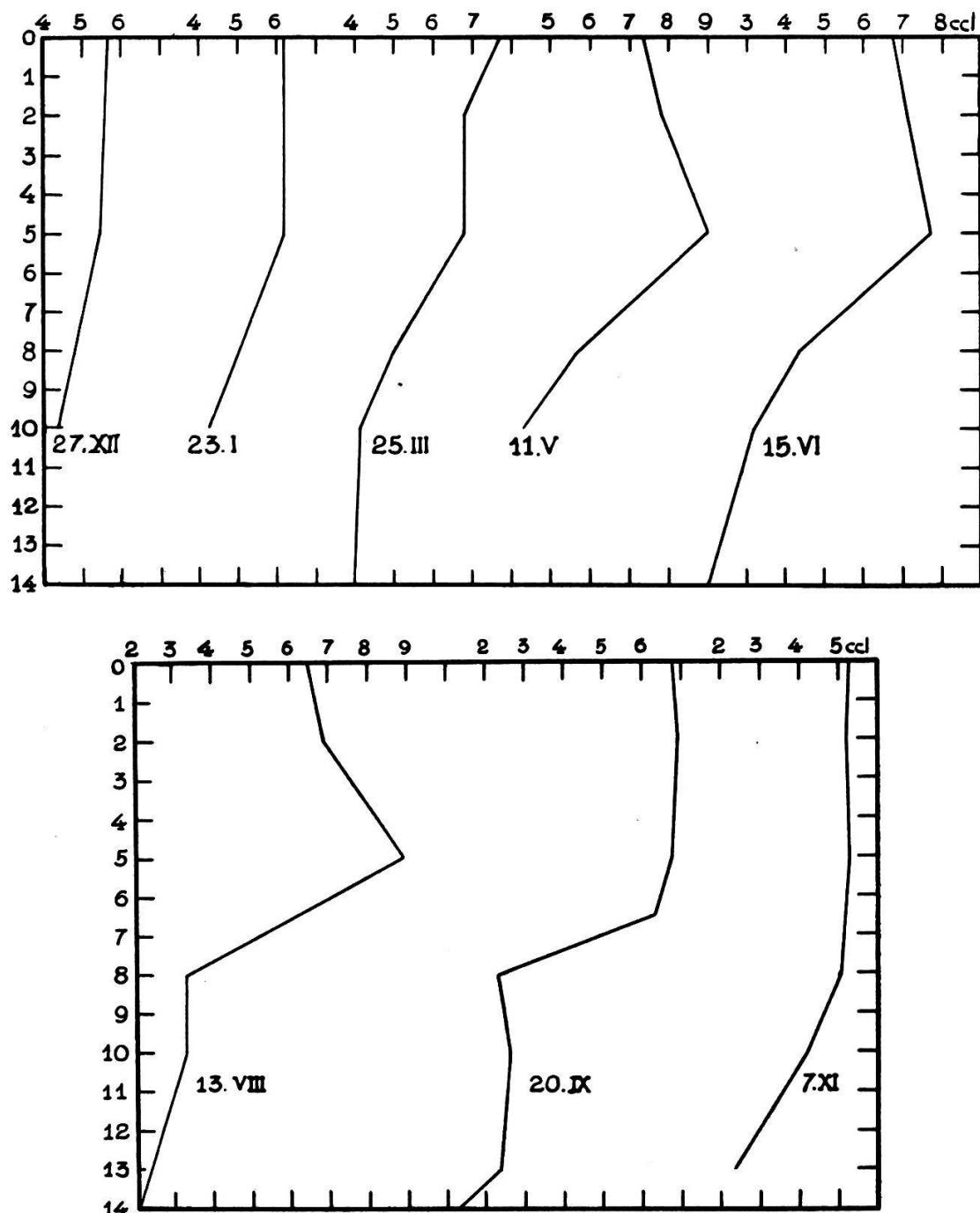
Der starke Sauerstoffschwund dagegen, der sich in der Tiefe, besonders unterhalb 8 m, im Sommer und Herbst geltend macht, ist auf Reduktionsvorgänge zurückzuführen. Ein Teil des abgestorbenen und im Absterben begriffenen Planktons faul schen während des Sinkprozesses, der in einer gewissen Tiefe infolge der niedrigen Wassertemperaturen stark verlangsamt<sup>20)</sup> ist, so dass sich auch schon die  $O_2$  zehrende Wirkung geltend machen kann.

Ein grosser Teil der  $O_2$ -Zehrung geht aber am Seegrund vor sich, wo durch die Abbau- und Mineralisationsvorgänge der dort abgelagerten Substanzen viel  $O_2$  verbraucht wird. Dieser Sauerstoffschwund greift im Lauf der Sommerstagnation auf immer höhere Wasserschichten über. Bei der Ueberführung zusammengesetzter organischer Verbindungen in einfache anorganische Urstoffe, spielen die Bakterien eine hervorragende Rolle.

ALSTERBERG (1) hat experimentell gezeigt, dass Schlamm aus eutrophen Seen schon in ganz geringen Tiefen (10 mm) vollständig frei von elementarem Sauerstoff sein kann und dass diese intensiven  $O_2$ -Zehrungsvorgänge im Schlamm ebenfalls bakteriell bedingt sind. Die Besiedlungsdichte der Bakterien ist hier eine so enorme, dass die dadurch verursachte Sauerstoffzehrung sich dementsprechend während der Stagnationsperioden auf die untersten Schichten des Bodenwassers mitteilt (sog. respiratorische

<sup>20)</sup> Die Sinkgeschwindigkeit ist abhängig von der Viscosität oder inneren Reibung des Wassers, die von der Temperatur bestimmt wird; sie nimmt bei steigender Temperatur rasch ab.

Mikroschichtung von ALSTERBERG). GROTE's (17) theoretische Darlegungen sind richtunggebend, wie vorzugehen ist, um den Einfluss dieser bakteriell induzierten Sauerstoffzehrung auf den Sauerstoffhaushalt der Seen quantitativ zu erfassen.



Sauerstoffgefälle im Amsöldingersee Dezember 1934 bis November 1935

Der Amsoldingersee ist demnach durch seinen O<sub>2</sub>-Haushalt als ein eutrophes Gewässer charakterisiert, also im Sommer in den

höheren Wasserschichten starke Sauerstoffproduktion mit oft hochgradiger Uebersättigung in den mittleren Schichten bereits starke Sauerstoffabnahme und in der Tiefe weitgehender O<sub>2</sub>-Schwund.

Hier sei noch erwähnt, dass auch bei langer Eisbedeckung kein Mangel an Sauerstoff im Seewasser einzutreten scheint, worauf übrigens schon der Eutrophiegrad und die Tiefenverhältnisse hinweisen.

Es ist vielleicht der Ort, die Frage zu behandeln, bis in welche Tiefe die *trophogene Zone* im Amsoldingersee während der Maximalen Sommerstagnation etwa reicht, also jene Wasserschichten, in welchen hauptsächlich durch die Tätigkeit der Phytoplanktoner der Aufbau organischer Stoffe erfolgt. Sicher ist, dass für die meisten Organismen die optimalen Bedingungen zur Photosynthese an und unter der Wasseroberfläche nicht gegeben sind, sondern sie finden sich in tieferen Schichten. Exakte Lichtmessungen<sup>21)</sup> mit photoelektrischer Apparatur, in Verbindung mit Experimenten an Planktonkulturen könnten hier neue Erkenntnisse bringen. Ueber die Assimilationsgrenze des Phytoplanktons wissen wir wenig, ebenso über deren temporale Variationen.

Da die Assimilationsleistung durch den Gaswechsel quantitativ erfasst werden kann, so scheint es mir vorläufig am zweckmässigsten, zur Bestimmung der Tiefenausdehnung der trophogenen Schicht die Sauerstoffkurve heranzuziehen. Der Gaswechsel grüner Pflanzen besteht in der Aufnahme von Kohlendioxyd und der Abgabe von Sauerstoff, Vorgänge, deren Intensität in stricker Lichtabhängigkeit stehen (Photosynthese). Der Teilvorgang der Sauerstoffabgabe kann durch den im Wasser gelöst bleibenden Sauerstoff wahrgenommen werden, wobei der entgegengesetzt verlaufende Atmungsgaswechsel während der Nachtstunden allerdings unberücksichtigt bleiben muss.

Die während der Sommerstagnation im Amsoldingersee tatsächlich festgestellten Sauerstoff-Konzentrationen weisen auf ein Maximum der Assimilationsleistung in 3—5 m Tiefe hin. Unterhalb dieser Tiefenstufe nimmt die Assimilationsleistung rasch ab und in 7—8 m bekommen bereits die reduktiven Prozesse die ausgesprochene Vorherrschaft. Die trophogene Zone, in welcher also der Aufbau organischer Stoffe sich durch die grüne Pflanze voll-

<sup>21)</sup> Solche sind von Suchlandt und Schmassmann (52) im Davosersee in Angriff genommen.

zieht, wäre somit in diesem Gewässer hauptsächlich zwischen 3—6 Meter Tiefe zu verlegen. In grösseren Tiefen befindet sich die tropholytische Zone, d. h. der Seeraum, in welchem sich der Abbau vollzieht.

Von Bedeutung ist das gegenseitige Verhältnis von Auf- und Abbauprozessen. Halten sich beide Vorgänge annähernd die Wage, so wird das von den Pflanzen geschaffene organische Material fast vollständig dem Stoffkreislauf des Sees zurückgeführt. Sobald aber der Aufbau den Abbau überwiegt, so wird sich am Seegrund ein organisches Sediment bilden, und der See wird rasch eine höhere Eutrophiestufe annehmen.

Im Amsoldingersee ist ein eigentliches organisches Sediment auf dem Grund nicht zu finden (vergl. das betreffende Kapitel), woraus zu schliessen ist, dass hier der Abbau die erzeugte organische Substanz noch fast vollständig zu bewältigen vermag. Demnach ist also auch der Eutrophiegrad ein noch nicht sehr fortgeschrittener.

Man wäre geneigt, anzunehmen, dass vorwiegend biologische und ökologische Faktoren für den Sauerstoffgehalt, und damit für den Seetypus bestimmend sind. In Wirklichkeit aber sind diese nur sekundärer Natur, da allein die morphometrischen Verhältnisse des Beckens für den Typus eines Sees ausschlaggebend sind, wie THIENEMANN in seiner grundlegenden Untersuchung gezeigt hat. Von besonderer Bedeutung ist das Verhältnis des Volumens des Epilimnions zu dem des Hypolimnions. Je mehr nämlich das Volumen des Plankton produzierenden Epilimnions dasjenige des Hypolimnions übertrifft, um so rascher wird der in den Wassermassen der Tiefe gelöste freie Sauerstoff durch die absinkenden organischen Stoffe aufgezehrt werden.

Im Amsoldingersee stellt das Epilimnion 78 %, das Hypolimnion nur etwa 22 % des gesamten Seevolumens dar. Die Menge der „Fäulnisstoffe“ wird also hier auf eine relativ kleine Wassermasse konzentriert und dort zur Zeit der Sommerstagnation einen entsprechend starken Sauerstoffschwund bewirken, wie er tatsächlich auch festzustellen ist. Die Wassermasse des Hypolimnions ist also im Verhältnis zum Epilimnion klein, und dies ist das morphologische Charakteristikum des eutrophen (nährstoffreichen) Sees. THIENEMANN (56) hat eine Methodik ausgearbeitet um den Sauerstoffhaushalt einzelner Seen, unter Berücksichtigung der Morphometrie, zahlenmässig zu erfassen. Hierdurch

wird es auch möglich, verschiedene Gewässer des gleichen Typus hinsichtlich dieser Verhältnisse miteinander zu vergleichen.

### 3. Alkalinität

Die Calcium-Bicarbonat-Konzentration eines Gewässers ist bestimmend für einige seiner wesentlichen Eigenschaften. Vor allem ist zum grossen Teil von ihr die Menge der freien Kohlensäure abhängig, und beide beherrschen hinwiederum die Reaktion des Wassers.

Der Amsoldingersee kann als ein gut gepuffertes Gewässer bezeichnet werden, da sein Bicarbonatgehalt ein relativ hoher ist. Dieser wurde in der üblichen Weise aus dem Säurebindungsvermögen bestimmt. Die als „Alkalinität“ angegebenen Zahlen — Anzahl der verbrauchten  $\text{cm}^3 \text{ n}/10 \text{ HCl}$ <sup>22)</sup> auf  $100 \text{ cm}^3$  Wasser — liegen zwischen 3,4 und 4,4, was einem Gehalt von 149,6—193,6 mg/l Bicarbonat —  $\text{CO}_2$  entspricht.

Von der Oberfläche nach dem Hypolimnion hin ist ein Anstieg der Alkalinität festzustellen, der sich besonders im Spätsommer und Herbst stärker ausprägt.

Tiefe	Alkalinität							
	Januar	März	Mai	Juni	Juli	September	Novemb.	
0 m	3,8	3,9	3,9	3,9	3,5	3,4	3,7	
5 m	3,9	4,1	4,1	3,9	3,8	3,4	3,7	
10 m	3,9	4,1	4,1	3,9	3,9	4,4	3,9	
14 m	—	4,1	4,1	3,9	4,1	4,4	—	

Die Entkalkung der oberen Wasserschichten ist hauptsächlich auf die Assimilationstätigkeit des Phytoplanktons in der trophogenen Zone zurückzuführen, während andererseits die Zunahme der Alkalinität in der Tiefe im Zusammenhang mit der dort erfolgten Kohlensäure-Anreicherung steht, durch welche der in der trophogenen Schicht ausgefällte und absinkende Kalk wieder aufgelöst wird.

Ich habe ausserdem auch Gesamthärtebestimmungen mit der Seifenlösung von BOUTRON-BOUDET vorgenommen; die damit erhaltenen Werte zeigten eine recht befriedigende Uebereinstimmung mit den Alkalinitätswerten. Die durchschnittliche Härte des Amsoldingerseewassers entspricht 19,5 französischen oder 10,9

<sup>22)</sup> Gegen Methylorange als Indikator.

deutschen Härtegraden (1,00 französischer Härtegrad = 0,56 deutsche Härtegrade) und ist demnach als mittelhartes Wasser zu bezeichnen.

Wir geben hier als Vergleichswerte die Härtegrade des stadtbernischen Leitungswassers. Sie betragen zirka 18<sup>23)</sup> französische Härtegrade für die nördlichen Quartiere (Emmentaler Wasser) und 27—28° für die südlichen Quartiere (Gasel Wasser). Das Erstere gehört somit, nach der von KLUT<sup>24)</sup> gegebenen Einteilung, in die Kategorie der mittelharten, das Letztere dagegen bereits in jene der etwas harten Wässer.

#### 4. Freie Kohlensäure

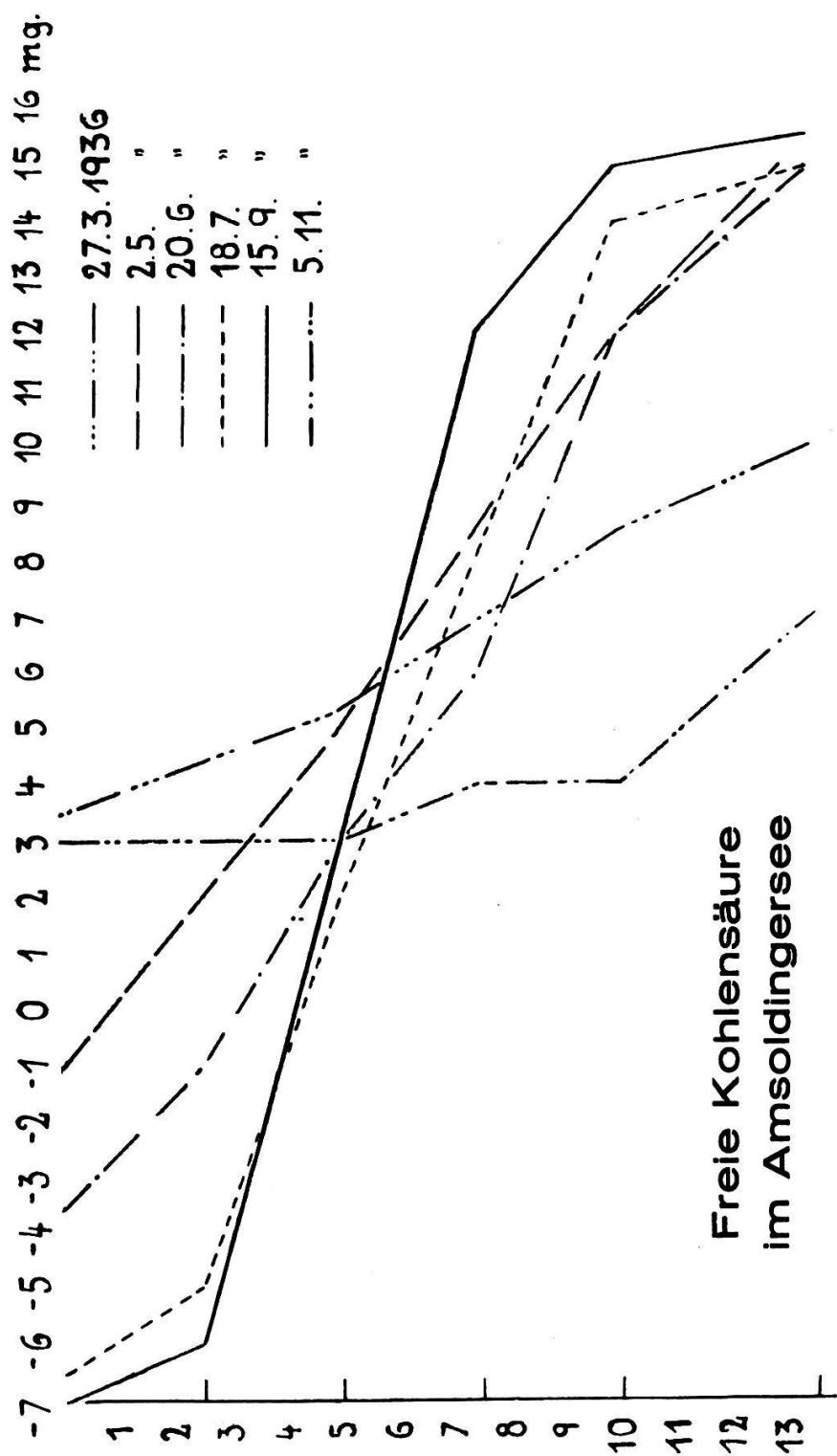
Leider war es mir aus Zeitmangel nicht möglich, die Bestimmung der freien Kohlensäure in unmittelbarem Zusammenhang mit den anderen hydrochemischen Untersuchungen durchzuführen. So sah ich mich gezwungen, diesem Zweck besondere Fahrten im Jahre 1936 zu widmen. Ueber das Verhalten der freien Kohlensäure in kleinen eutrophen Gewässern der Schweiz liegen noch wenige Untersuchungen vor.

Die Bestimmung der freien Kohlensäure ist nach der von LINSER (27, p. 1175—1176) gegebenen Vorschrift ausgeführt worden. Die verwendete Natriumcarbonatlösung war so eingestellt, dass der Verbrauch von 1 cm<sup>3</sup> derselben genau 2 mgr CO<sub>2</sub> entspricht. Als Indikator diente Phenolphthalein. Bei der Berechnung sind, entsprechend der Härte der Wasserproben, die von LINSER angegebenen „Verbesserungswerte“ berücksichtigt worden. Die Vornahme der Titrierung erfolgte unmittelbar nach Aufholen der Wasserproben an Bord, sie wurde für die einzelnen Tiefenstufen zwei- bis dreimal wiederholt.

Eine sofortige Rotfärbung der Wasserprobe nach Zusatz von Phenolphthalein zeigt an, dass keine oder nur äusserst geringe Mengen freier Kohlensäure vorhanden sind. In diesen Fällen titrierte ich mit entsprechender Salzsäurelösung auf farblos, und der so gefundene Wert wurde mit einem negativen Vorzeichen in die Protokolle eingetragen.

<sup>23)</sup> Die Zahlen verdanke ich dem Bureau der Wasserversorgung der Stadt Bern.

<sup>24)</sup> H. Klut, p. 106 in Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle. Berlin 1931.



Die Kurven sind auf Grund untersuchter Wasserproben aus 0, 2,5, 5, 7,5, 10 und 13 m hergestellt.  
Die negativen Vorzeichen geben an, wie viel entsprechende HCl zum Neutralisieren notwendig war,  
d. h. um die, sich bei Zusatz von Phenolphthalein sofort rötenden, mehr oder weniger CO<sub>2</sub> freien  
Wasserproben, auf farblos zu titrieren.

Im frühen Frühjahr, bei homothermen Temperaturverhältnissen, ist im Oberflächenwasser noch freie CO<sub>2</sub> nachweisbar, die aber im Laufe der Sommerstagnation bis in eine Tiefe von zirka 4 m verschwindet. Unterhalb dieser Tiefenstufe ist sie dagegen dauernd vorhanden, sie nimmt sogar nach der Tiefe hin stark zu. Unterhalb

10 m werden besonders gegen Ende des Sommers ganz beträchtliche Mengen von  $\text{CO}_2$ , bis 15,5 mg/l, angetroffen. Erst im November, wiederum bei Homothermie, zeigt der Verlauf der Kurve eine mehr ausgeglichene Verteilung der freien Kohlensäure. Die oberen Wasserschichten enthalten nun wieder relativ viel freie Kohlensäure, im Hypolimnion ist dagegen der Kohlensäuregehalt merklich zurückgegangen, während er sich in den mittleren Schichten wenig verändert hat. Da im Winter 1936/37 das Eis sich nicht gefahrlos betreten liess, konnten die Untersuchungen leider nicht mit der gewünschten Vollständigkeit durchgeführt werden. Immerhin zeigte eine am 14. Januar 1937 an der Oberfläche entnommene Wasserprobe bei Zusatz von Phenolphthalein sofortige Rötung, was auf ein abermaliges Verschwinden der freien Kohlensäure aus dem Oberflächenwasser im Laufe der Wintermonate schliessen lässt.

Das Fehlen der freien  $\text{CO}_2$  in den oberen Wasserschichten des Amsoldingersees während eines grossen Teiles des Jahres lässt sich sowohl auf physikalische, als namentlich auch auf biologische Verhältnisse zurückführen. Im Sommer ist, neben dem kräftig entwickelten Phytoplankton, welches die Kohlensäure sofort verbraucht, auch die ziemlich starke Wassererwärmung von Einfluss, da das warme Wasser eine geringere Löslichkeit der Kohlensäure zur Folge hat. Auch im Winter ist das Phytoplankton noch so reichlich vorhanden, dass der fast vollständige Verbrauch der freien  $\text{CO}_2$  auch zu dieser Jahreszeit durchaus verständlich ist. Da  $\text{CO}_2$  das wichtigste Endglied beim Abbauprozess der organischen Substanzen darstellt, ist es leicht erklärlich, dass im Hypolimnion besonders über dem Seegrund, eine starke Anreicherung dieses Gases stattfindet. Der relativ hohe Gehalt an freier  $\text{CO}_2$  im Oberflächenwasser, mit einer entsprechenden Abnahme im Tiefenwasser, wie es vorübergehend im Frühjahr und Herbst beobachtet wird, muss meines Erachtens auf die Wasserdurchmischungen der Frühjahrs- und Herbstzirkulation zurückgeführt werden.

Somit gleichen die hier festgestellten Verhältnisse betreffend die freie  $\text{CO}_2$  wesentlich jenen, die J. N. BRÖNSTED und WESENBERG-LUND (8) im Fursee (Dänemark) und VOIGT (59) im Plönersee (Holstein) beschrieben haben.

Oben ist bereits darauf hingewiesen, dass auch dem Bicarbonatgehalt des Wassers eine grosse Bedeutung für die Menge der

darin enthaltenen Kohlensäure zukommt. Vermittelst des von TILLMANS aufgestellten Kurvendiagramms lässt sich nun auch die Menge freier  $\text{CO}_2$  (Gleichgewichts-Kohlensäure) ermitteln, die jede Bicarbonatkonzentration enthalten muss, um als solche dauernd in Lösung zu bleiben.

Vergleicht man nun die während des Sommers in den verschiedenen Tiefenstufen des Amsoldingersees tatsächlich gefundenen Kohlensäurewerte, so zeigt sich, dass selbst die relativ hohen Werte der Tiefe noch kaum dem Gleichgewichtsbetrag entsprechen der erforderlich ist, um die Bicarbonate dauernd in Lösung zu halten.

### 5. Wasserstoffionen-Konzentration

Die vermittelst dem Hellige-Komparator kolorimetrisch durchgeführte Analyse der Wasserstoffionen-Konzentration, verbunden mit einigen elektrometrischen Kontrollmessungen, hat die in der beifolgenden Tabelle zusammen gestellten Werte ergeben.

Tiefe	Januar	März	Mai	Juni	Juli	September	Novemb.
0 m	7,6	7,8	8,0	8,1	8,1	8,0	7,6
5 m	7,6	7,6	7,9	7,9	8,0	7,9	7,6
10 m	7,6	7,4	7,6	7,4	7,4	7,2	7,3
14 m	—	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,3

Daraus ist ersichtlich, dass in der trophogenen Schicht die Reaktion dauernd, in den Sommermonaten aber ganz besonders, ausgesprochen alkalisch ist. Der pH-Standart liegt hier zwischen 7,6—8,1. Erst in 10 m Tiefe und namentlich darunter, ist ein starker Abfall der Kurve festzustellen, ohne dass aber nach unseren Erfahrungen der pH-Wert über Grund 7,2 unterschreitet. Die diesbezüglichen Verhältnisse des Amsoldingersees ordnen sich also im allgemeinen durchaus an jene, uns von ähnlichen Gewässern bereits vielfach bekannten, ein.

Jeder Bicarbonat-Konzentration entspricht bekanntlich auch ein bestimmter pH-Wert. Abweichungen von diesen werden durch Entzug oder Zufuhr von  $\text{CO}_2$  bedingt, was in der trophogenen Zone durch Kohlensäure-Assimilation, in der tropholytischen Zone durch Kohlensäureanreicherung herbeigeführt wird. Diese Abweichungen werden um so grösser sein, je weniger Bicarbonat die Lösung enthält, mit anderen Worten, je schlechter diese gepuffert ist.

Ganz allgemein lässt sich nur sagen, dass auch im Amsoldinger-

see die Pufferung in der trophogenen Schicht kaum zur Geltung kommt, weil hier die freie Kohlensäure durch die Assimilations-tätigkeit trotz des Bicarbonatgehaltes vollständig entfernt ist. Dagegen ist der Pufferungsgrad im Hypolimnion, wo die Bicarbonat-Konzentration konstant höher ist und auch freie Kohlensäure vorhanden ist, wesentlich besser. Die Wasserstoffionen-Konzentration der Tiefe zeigt nur mehr geringe Veränderungen.

Die Gewässer des pH-Intervalls 7—8 sind biologisch durch einen ziemlich grossen Artenreichtum an Mikroorganismen gekennzeichnet, unter diesen sind es aber nur wenige, die sich ausschliesslich auf diesen Bereich beschränken. (WEHRLE 62.)

## 6. Ammoniakstickstoff

Von den Stickstoffverbindungen habe ich nur das Ammoniak bestimmt, während die Nitrit- und Nitratbestimmung unterbleiben musste. Die Bestimmung erfolgte kolorimetrisch mit Nessler Reagens, unter vorherigem Zusatz von Seignettesalzlösung, um das Ausfallen der Erdalkalien zu verhindern. Als Kolorimeter diente das Lunzer Modell (Kolorimeter-Komparator), vermittelst welchem auch Wässer mit Eigenfarbe kolorimetriert werden können. Die zur Verwendung gelangten Kolorimeterröhren haben ein Volumen von 50 cm<sup>3</sup>. (Die Erfassungsgrenze der Ammoniakmenge ist bei 0,03 mg/l.)

Die Entstehung des Ammoniaks ist hauptsächlich auf die Mineralisation der tierischen Stoffwechselausscheidungen, sowie der Tier- und Pflanzenleichen zurückzuführen. In einem eutrophen See mit starker Planktonproduktion und üppiger Ufervegetation ist dementsprechend auch eine hypolimnische Ammoniakspeicherung zu erwarten. In den bodennahen Wasserschichten des Amsoldingersees konnte denn auch eine gewisse Anreicherung von Ammoniak, besonders im Spätsommer festgestellt werden, während im Epilimnion nur ganz geringe Mengen freien Ammoniaks nachweisbar sind.

Tiefe m	5. Juni 1937	10. Juli 1937	8. Sept. 1937	7. Nov 1937	5. Dez. 1937
	1mg NH <sub>3</sub>				
0	—	—	—	—	0,2
7	0,18	0,2	0,25	0,18	0,2
14	0,48	0,6	1,15	0,95	0,22

Die Ammoniumsalze und das Ammoniak werden durch Nitri-fikation in Nitrite und Niträte überführt, in welcher Form die Pflanze hauptsächlich den Stickstoff aufnimmt. Da aber die Nitrififikation ein Oxydationsprozess ist, so sind im allgemeinen im sauerstoffarmen Hypolimnion die Bedingungen für ihren Verlauf wenig günstig, während sich die Konzentration des Ammoniakgehaltes entsprechend steigern kann.

Durch die Herbstvollzirkulation, welche ammoniakhaltiges Tiefenwasser mit sauerstoffreichem Wasser durchmengt, werden für den Vorgang der Nitrififikation günstigere Bedingungen herbeigeführt, obschon infolge der nunmehr tiefen Wassertemperaturen ein intensiver Verlauf dieses Prozesses<sup>25)</sup> nicht zu erwarten ist. Immerhin gelangt dann ein höherer Gehalt an Endstufen des Stickstoffabbaues, also Nitrite und Niträte auch in die trophogene Schicht, wodurch diese für die Entwicklung des Phytoplanktons günstig beeinflusst wird.

Beim Erfassen der an und für sich schon kleinen Mengen der Endstufen des N-Abbaues, müsste auch mit ihrer sofortigen organischen Bindung gerechnet werden.

## 7. Eisen

Das Eisen gehört zu den lebensnotwendigen Elementen der Pflanze und ist deshalb auch von Bedeutung für das Phytoplankton. USPENSKI (57) hat gezeigt, dass das Eisen für die Verbreitung der Algen überhaupt einen sehr bedeutsamen Faktor darstellt. Er hat auch darauf hingewiesen, dass die Konzentration des Fe in engster Beziehung zur Reaktion der Lösung steht, diese ist aber ihrerseits wieder vom Ca und von der Kohlensäure stark beeinflusst, und es ist deshalb oft schwer zu entscheiden, welcher Faktor am wirksamsten ist.

Die Herkunft des Eisens in einem natürlichen Gewässer kann organisch oder anorganisch sein. Für die organische Herkunft kommen namentlich in den See eingewehte Blätter in Frage, die im Wasser ausgelaugt, im Epilimnion mitunter eine bedeutende Eisen- und Mangan-Anreicherung herbeizuführen vermögen (OHLE 39, p. 615—616). Immerhin ist dies ein Spezialfall, denn im Allgemeinen gelangt das Eisen hauptsächlich aus den Bodensedimenten.

---

<sup>25)</sup> Das Optimum des Nitrifikationsprozesses liegt bei zirka 40° C.

menten<sup>26)</sup> in das Wasser, und es ist eine bekannte Tatsache, dass in den meisten eutrophen Seen im Hypolimnion eine mehr oder weniger starke Eisenkonzentration stattfindet. Die Eisenkonzentration der bodennahen Wasserschichten ist mit dem Gashaushalt in Beziehung zu setzen. Entsprechend der hier geringen O<sub>2</sub>-Spannung, sind auch die Reduktionsprozesse gesteigert und damit die CO<sub>2</sub>-Bildung vermehrt. Unter diesen Verhältnissen wird eine gewisse Eisenanreicherung möglich, indem das Metall in Lösung geht, während es im Kontakt mit Wasser von höherem Sauerstoffgehalt sofort oxydiert und ausfällt.

Im Verlauf meiner Untersuchungen habe ich mit der kolorimetrischen Rhodanidmethode nach den bei WERESCAGIN (63, p. 179—183) durch die Standartisationskommission für hydrochemische Analysen gegebenen Vorschriften, wiederholt Bestimmungen des Eisenoxydes (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) vorgenommen. Für die Farbenvergleichsmessungen leistete auch hier der oben beschriebene Kolorimeter-Komparator vorzügliche Dienste. Wenn auch diese Untersuchungen noch kein abschliessendes Urteil über die jahreszeitliche Verteilung dieses Elements, dessen Konzentration rasch ändern kann, erlauben, so zeigen sie doch, dass auch hier im Amsoldingersee in den bodennahen Wasserschichten, besonders mit fortschreitendem O<sub>2</sub>-Schwund eine merkliche Eisenkonzentration stattfindet.

Tiefe m	5. Juni 1937		10. Juli 1937		8. Sept. 1937		7. Nov. 1937		5. Dez. 1937	
	mg Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	pH								
0	—	8,1	—	8,1	—	8,0	—	7,9	0,04	7,7
7	> 0,03	7,8	0,03	7,8	0,05	7,6	0,08	7,8	0,04	7,7
14	0,35	7,5	0,35	7,5	0,35	7,4	0,28	7,5	0,04	7,7

Die im Epi- und Metalimnion gefundenen geringen Konzentrationen entsprechen kaum mehr den optimalen Werten (0,2 bis — 2 mg/l) die von USPENSKI (57 vergleiche Tabellen bei pag. 80 und 84) für zahlreiche Algen in der Natur festgestellt worden sind, und es ist somit durchaus möglich, dass das Eisen im Amsoldingersee für gewisse Algen die Rolle eines die Entwicklung begrenzenden Faktors spielt (Minimumfaktor).

<sup>26)</sup> Diese sind im Amsoldingersee ziemlich eisenhaltig.

### 8. Kieselsäure

Bei den ebenfalls kolorimetrisch vermittelst der Ammoniummolybdatlösung-Reaktion durchgeführten Kieselsäurebestimmungen fanden sich in den oberen und mittleren Wasserschichten des Sees 2,5—4 mgr/l, in den tieferen war die Konzentration meist eine etwas höhere und erreichte am Seegrund besonders im Herbst (September) bis 6,5 mgr/l. Auch im Winter und Frühjahr, wenn eine thermisch-chemische Schichtung kaum vorhanden ist, zeigte das Wasser über dem Seeboden immer einen etwas höheren Kieselgehalt.

Offenbar wird der Kieselsäurehaushalt von den Diatomeen beherrscht, indem diese den oberen Wasserschichten der trophogenen Zone  $\text{SiO}_2$  entziehen und beim Absterben durch Absinken der Tiefe zuführen.

### III. Das Plankton

Meine Untersuchungen verfolgten hauptsächlich den Zweck, festzustellen, welche Phyto- und Zooplankter im Amsoldingersee vorkommen, ferner wie sich dieselben im Lauf verschiedener Jahre bezüglich ihres Auftretens verhalten. Ich habe hauptsächlich qualitativ gefischt, nebenher allerdings auch vermittelst der Sedimentationsmethode quantitative Bestimmungen ausgeführt. Die Planktonfänge sind mit einem Friedinger Netz von zirka  $40\ \mu$  Maschenweite in feuchtem Zustand mit einer Netzzöffnung von 16 cm Durchmesser, was einer Fläche von zirka  $200\ \text{cm}^2$  entspricht, ausgeführt worden. Bei dem so erbeuteten Material kommt also nur das Meso- und Mikroplankton in Betracht, während das Nanno- und Ultraplankton ganz ausscheidet.

Die einzelnen Monatsfänge sind zunächst an lebenden Proben mikroskopiert worden. Die Untersuchung des lebenden Materials ist unbedingt notwendig, sowohl zur sicheren Erkennung gewisser Formen, als auch zur richtigen Beurteilung der Mengenverhältnisse der einzelnen Planktonkonstituenten. Durch eine mehrmalige Durcharbeitung des mit zirka 3 % iger Formollösung konservierten Materials liessen sich die Resultate der Lebenduntersuchung noch weiter ergänzen und vertiefen.

Zur Orientierung über die Tiefenverbreitung der Planktonorga-