

Bericht Nr. 2

Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees

Untersuchungen des Staatlichen Instituts für Seenforschung und
Seenbewirtschaftung, Langenargen

Bearbeiter: G. Wagner und R. Zahner

A. Einleitung

Im Auftrag der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee wurden vom Staatlichen Institut für Seenforschung, Langenargen, in den Jahren 1961 bis 1963 Untersuchungen der Uferzone des Bodensee-Obersees mit Überlinger See-Teil zur Bestimmung der gegenwärtigen Belastungsverhältnisse durchgeführt.

Unter „Uferzone“ wird in dieser Arbeit jener Bereich des Seebodens mit darüber befindlichem Wasserkörper verstanden, der mit wenigen Ausnahmen der Uferbank und Halde angehört. Von der Strandzone ist die Uferzone durch die untersuchungstechnisch bedingte Beschränkung auf Wassertiefen von mehr als 2 m abgegrenzt. Die Uferzone kann im Bodensee eine sehr wechselnde Ausdehnung haben und zum Teil bis in große Seetiefen reichen.

Entsprechend den unterschiedlichen Vorgängen im freien Wasser und in der Sedimentgrenzschicht teilte sich das Untersuchungsprogramm in zwei Aufgabenbereiche

- a) die physikalisch-chemische Untersuchung des Wasserkörpers
- b) die biologische Analyse der Lebensgemeinschaften der Seesedimente.

Zu a: Nach AUERBACH 1939, ELSTER 1937, NÜMANN 1938 u. a. bestehen im Bodensee ausgedehnte Strömungssysteme, die die zugeführten Stoffe verdünnen und deren Transportrichtung bestimmen. Bei der chemischen Untersuchung des Wassers interessierten besonders das Verhalten der eingeleiteten Stoffe und die hierdurch verursachte Belastung. Aus diesem Grunde wurden vor allem die Mündungsgebiete der Zuflüsse sowie Buchten und Uferzonen vor Städten untersucht.

Zu b: Mit Hilfe der biologischen Analyse sollen über Indikatororganismen die durch die Schmutzstoffzufuhr bedingten Wirkungen auf den Seeboden ermittelt werden. Da die für Fließgewässer ausgearbeiteten klassischen Methoden der biologischen Wasseranalyse bislang nicht oder doch nur sehr beschränkt auf stehende Gewässer anwendbar sind, war für die vorliegende Aufgabe eine spezielle Untersuchungsmethode zu entwickeln. Als Indikatoren wurden vor allem die Tubificidengesellschaften (= Schlammröhrenwürmer) des Seebodens benutzt.

B. Methodik

a) Zur chemischen Belastung des Wassers

1. Probenentnahme und Analysenmethoden

Alle Untersuchungen wurden vom Forschungsboot „Kormoran“ aus durchgeführt. Aus jedem Untersuchungsgebiet wurden bis zu 60 Proben entnommen. Dabei wurde darauf geachtet, daß die Stationen weitgehend gleichmäßig verteilt lagen und die Tiefenserien möglichst alle Bereiche erfaßten. Jede Station wurde von einem markanten Punkt, der in den amtlichen Seekarten vermerkt ist (Molenspitzen, Tafeln und sonstige Seezeichen), mit vorher festgelegtem Kurs und bestimmter Geschwindigkeit angefahren. Die Lage der Stationen wurde noch nach Deviation und Mißweisung korrigiert und ist den einzelnen Abbildungen der Gebiete zu entnehmen.

Nach transportbedingtem Zeitverlust wurden die Proben sofort im Laboratorium nach den gemeinsam ausgearbeiteten Vorschriften der Internationalen Gewässerschutzkommission analysiert oder aufbereitet.

Besondere Beachtung wurde den löslichen Phosphor- und Stickstoffverbindungen geschenkt, die den größten Einfluß auf die Veränderungen des Seewassers ausüben. Zur Unterstützung der Aussagekraft einer Wasserprobe wurden noch Temperatur, Leitfähigkeit, KMnO_4 -Verbrauch und die Konzentrationen von Sauerstoff, Gesamt-N, Gesamt-P und Chlorid gemessen.

2. Festlegung der Nachweisbarkeitsgrenzen

Die Belastungen an den einzelnen Stationen und die Strömungsrichtungen der Wasserkörper in den Mündungsgebieten werden im wesentlichen am Phosphat- und Ammoniumgehalt erkennbar, während an Hand der übrigen Faktoren wie Chlorid, Sauerstoff, Nitrat usw. in den Mischwasserproben nur selten eine Aussage gemacht werden kann. Das liegt in erster Linie daran, daß Phosphat und Ammonium meist in hoher Konzentration in den See gelangen, der seinerseits einen sehr niedrigen Gehalt an diesen Verbindungen besitzt. Dagegen werden die anderen Stoffe häufig in seeähnlicher Konzentration eingeleitet, so daß sich bei einer vielfachen Verdünnung mit Seewasser kein Unterschied zwischen Mischwasser und Seewasser ergibt. Zum Beispiel floß die Steinach am 12. Juni 1962 mit 12 200 γ /l Ammonium-N, 200 γ /l Phosphat-P und 30 mg/l Chlorid in ein Gebiet mit etwa 60 γ /l Ammonium-N, 0 γ /l Phosphat-P und 2 mg/l Chlorid ein. Bereits bei einer Verdünnung des Flußwassers mit Seewasser im Verhältnis 1:100 hätten sich folgende Werte für die Mischprobe ergeben: 180 γ N, jedoch nur 2 γ P und nur 2,3 mg Chlorid pro Liter. Eine augenfällige Belastung der Probe wäre also nur bezüglich des Ammonium-Gehaltes gegeben. In der Bucht selbst überwog zum Zeitpunkt der Untersuchung deshalb die Anzahl der deutlich mit Ammonium belasteten Proben. Dies schließt nicht aus, daß auch die Arboner Ach oder andere Einleitungen an der Belastung beteiligt waren.

Entsprechend der Empfindlichkeit der Analyse ist bei einem Gehalt von 0–10 γ /l Phosphat-P in einer Einzelprobe ein Fehler von 1 γ einzukalkulieren. Deshalb wurden zwei Einzelwerte, die sich um 2 γ unterscheiden, als nur bedingt verschieden anerkannt. Ähnlich verhält es sich bei der Ammoniumbestimmung mit Neßler-Reagenz für niedrige Konzentrationen. Ein sicherer Unterschied liegt dann nur vor, wenn die Differenz mindestens 20 γ /l beträgt. Dagegen gilt bei der Chlorid-Bestimmung erst ein Unterschied von 0,4 mg/l als sicher.

3. Der Aussagewert der Mischwasseranalysen

Beim Vergleich der einzelnen Mündungsgebiete und Buchten mit dem See müssen mehr oder weniger willkürlich Grenzen gezogen werden, um deutlich belastetes von unbelastetem Wasser zu unterscheiden. Als Vergleichsbasis wurde die Qualität des Seewassers nach jüngeren Arbeiten (FAST 1955 und 1960, KLIFFMÜLLER 1960 und 1962) und eigenen Untersuchungen in Seemitte festgelegt. Für die löslichen P- und N-Verbindungen im Hauptbecken des Obersees am Ende der Zirkulationsperiode können folgende Werte gelten: 9 γ Phosphat-P, 650 γ Nitrat-N, 20–40 γ Ammonium-N und 2 γ Nitrit-N pro Liter.

Die genannten Verbindungen unterliegen, da sie in den Haushalt des Sees eingehen, starken Konzentrationsschwankungen. Hieran ist auch zu einem gewissen Grad der Rhein mit hohen Konzentrationen im Winter und niedrigen im Sommer beteiligt. Während der Sommerstagnation sinkt der Phosphatgehalt an der Oberfläche bis auf 0 ab, und auch der Nitratgehalt wird bis auf 200 γ /l N reduziert. Deutlich geschichtet ist dann ebenfalls das Nitrit, weniger dagegen das Ammonium, dessen Werte häufig stark streuen.

Die zugrunde gelegten Daten für die Seequalität sind nur Anhaltswerte. Es ergeben sich regionale Unterschiede, da die einzelnen Seeteile verschieden stark durchmischt und belastet werden. Als belastet gekennzeichnet wurden deshalb nur Stationen, an denen die Qualität der Proben deutlich von der des gesamten Untersuchungsgebietes abwich. Die übrigen, unbelasteten Proben gaben dann Aufschluß über die allgemeine Situation im Untersuchungsgebiet.

b) Zur biologischen Güteuntersuchung der Seesedimente

1. Untersuchungsgebiete und Technik der Probenentnahme

Zur Untersuchung wurden Gebiete ausgewählt, die sich durch nicht im See produzierte (= allochthone) Schwebstoffzufuhr (Zuflüsse, Abwassereinleitungen) auszeichnen. Zwei weitere, nicht oder kaum durch Fremdstoffe beeinflusste Uferzonen (Güttingen, Kippenhorn) dienen zum Vergleich mit den übrigen Gebieten; sie bilden den Null-Punkt des Bezugssystems.

Jedes Untersuchungsgebiet umfaßte eine Fläche von mindestens 1 km² mit insgesamt mindestens 23 Probenentnahmestellen. Die Proben wurden mit dem AUERBACHSchen Bodengreifer (100 cm² Fläche) bis zu einer Tiefe von mindestens 30 m und einem Uferabstand von mindestens 800 m entnommen. Um die Ergebnisse miteinander vergleichen zu können, wurden die Proben in jedem Untersuchungsgebiet in 5 Profilen in der Regel in gleichen Wassertiefen (2 m, 4 m, 10 m, 20 m, 40 m) und in gleichen Uferabständen (5 m, 50 m, 150 m, 500 m, 1000 m) genommen. Die Abstände der 5 Profilerien betragen jeweils 200 beziehungsweise 250 m voneinander. Soweit sich innerhalb bestimmter Grenzwerte Wassertiefe und Uferabstand nicht deckten, wurden weitere Entnahmestellen eingeschoben.

Damit umfaßte die biologische Aufnahme zumindest folgende Zonen:

- Oberes Eulitoral (= obere Flachwasserzone)
- Unteres Eulitoral (= untere Flachwasserzone)
- Sublitoral (= Haldenzone)
- Oberes Profundal (= obere Tiefenzone).

Nur an Stellen mit sehr uneinheitlichem Bodenrelief oder stark wechselnden Sedimentationsbedingungen wurde die Zahl der Bodengreiferproben um 2 bis 3 vermehrt. In vielen Fällen genügte aber bei der großflächigen Ausdehnung gleichartiger Sedimente und der rasterartigen Anordnung der Probenentnahmepunkte je eine Greiferprobe an einer Entnahmestelle.

Die Stationen wurden durch Anpeilen markanter Punkte am Ufer festgelegt, die Entnahmestellen mit Hilfe des Echographen auf jeweils 5 Profilmfahrten aufgezeichnet, die Temperatur des darüberliegenden Wasserkörpers bis zu einer Tiefe von 50 m mit einer Thermistorsonde (Oxytester nach AMBÜHL) gemessen. Die Proben wurden mit Drahtsieben von 1 mm und 0,5 mm Maschenweite ausgesiebt.

2. Zur Auswahl der Organismengruppe

Die für die biologische Untersuchung geeigneten Organismen müssen in so großer Individuenzahl vorkommen, daß sie vom Bodengreifer in repräsentativer Zahl erfaßt werden; sie dürfen keine allzu starken von der Jahreszeit abhängigen Schwankungen in der Individuendichte aufweisen, sollen eine möglichst lange Lebenszeit haben und in bezug auf die Belastung der Seesedimente hohen Aussagewert besitzen.

Diesen Anforderungen genügen unter den Tieren des Seebodens lediglich die Tubificiden (= Schlammröhrenwürmer). Je nach der Menge der anfallenden organischen Sinkstoffe können von dieser Oligochaetenfamilie die Gattung *Limnodrilus* eine Individuendichte von über 40 000, die Art *Tubifex tubifex* über 120 000 Tiere/m² erreichen. Die Tubificiden sind das ganze Jahr über in hohen Individuenzahlen vertreten.

3. Der Indikatorwert der Tubificidenpopulationen

Schon LUNDBECK (1936) stellte fest, daß sich die Bodenbiozönosen in nährstoffarmen Seen durch „kulturelle Düngung“ verändern. Es treten „und das ist das Charakteristische — Oligochaeten in sehr großen Massentwicklungen auf, so daß wir eben hier von einer Oligochaeten-gemeinschaft sprechen“.

Auch im Bodensee-Obersee und im Überlinger See beherrschen an allen Stellen, an denen wir bei der Probenentnahme in den Sedimentationsbereich der Zuflüsse oder der Abwassereinleitungen geraten, die Tubificiden das Bild der Bodenbiozöosen. Überall, wo organisch-fäulnisfähige Sinkstoffe den Seeboden erreichen, stellen sich unmittelbar die Schlammröhrenwürmer ein. So können wir den Verlauf eines Flusses oder dessen Wirkung auf das Seesediment an Hand der Tubificidenbesiedlung oft noch weit verfolgen, in der Regel viel weiter, als dies mit chemischen Analysen möglich ist. Da die Individuendichte der Tubificiden mit steigender Nahrungszufuhr stark ansteigt, zeigen diese Tiergesellschaften sehr genau die Schwerpunkte der Belastung und deren Ausdehnung an.

Umgekehrt fehlen sie in Sedimenten, die nicht oder doch nur sehr wenig verunreinigt sind. Das zeigt das Beispiel der Uferzone vor Güttingen (Abb. 2) und vor dem Kippenhorn (Abb. 3). Hier leben keine Tubificiden, weil kaum seefremde Stoffe zur Ablagerung kommen. Die Verhältnisse vor Güttingen und dem Kippenhorn geben, mit Ausnahme einiger weniger Stellen in unmittelbarer Ufernähe, das Bild der von Abwässern unbeeinflussten Uferzone des Sees wieder. Es zeigt, daß die Tubificiden im Bodensee-Obersee und dem Überlinger See-Teil, außerhalb des Mündungsbereichs der großen Zuflüsse nicht zu den ursprünglichen und natürlichen Lebensgemeinschaften des Seebodens gehören.

So sind die Tubificiden geradezu klassische Leitformen zum Auffinden allochthoner Verschmutzungsherde.

Da im Untersee allochtone Schmutzstoffzufuhr und Sedimentation aus eigener Produktion bei dem fortgeschrittenen Trophiegrad dieses Sees nicht mehr so scharf zu trennen sind, wurde der Untersee in nachstehende Untersuchungen nicht mit einbezogen.

Die für diese Arbeit als Indikatoren benutzten Tubificiden gehören den Gattungen *Limnodrilus* und *Tubifex* an. Innerhalb der einzelnen Populationen treten die Arten dieser Gattungen in sehr verschiedenem Verhältnis zueinander auf. Die Artverteilung wird entscheidend von der Wassertiefe und den hiermit in unmittelbarer Beziehung stehenden Faktoren (Temperatur-, Licht-, Strömungs- und Aufarbeitungsbedingungen usw.) bestimmt.

In den von den Zuflüssen nur indirekt beeinflussten Uferzonen (zum Beispiel Uferzone vor Langenargen, Abb. 4) ist die Gattung *Limnodrilus* vor allem auf die Uferbank und den oberen Teil der Halde bis in etwa 30 m Tiefe beschränkt, doch werden einzelne Tiere oft noch in großen Tiefen angetroffen. Für *Tubifex tubifex* liegt dagegen das Maximum des Vorkommens in etwa 50 bis 60 m Tiefe.

Im unmittelbaren Sedimentationsbereich der Zuflüsse (Abb. 5) erhalten wir das gleiche Verteilungsbild; aber auf Grund der intensiven Schmutzstoffzufuhr sind hier wesentlich höhere Individuenzahlen zu verzeichnen. Zudem schieben sich *Limnodrilus*- wie *Tubifex*arten in erheblicher Zahl in größere Wassertiefen vor (*Limnodrilus* bis 60–70 m Tiefe, *Tubifex tubifex* bis 150 m Tiefe und mehr). Hier wird die Tiefenabhängigkeit vom Sinkstoffnachschub deutlich überprägt.

Das gleiche gilt in Sedimentationsräumen von Industrieabwässern mit toxischen Komponenten. An solchen Stellen dringt *Tubifex tubifex* um so stärker in den optimalen Lebensbereich der *Limnodrilus*arten ein, je mehr diese ausfallen. Damit verschiebt sich das tiefenabhängige Besiedlungsbild im umgekehrten Sinne (siehe zum Beispiel Abb. 26).

Nach den Freilandbefunden kommen die *Limnodrilus*arten somit überwiegend in geringeren Wassertiefen vor, in denen die abgesetzten organisch-fäulnisfähigen Substanzen eine intensive Aufarbeitung erfahren. Während sie bei Zufuhr toxischer Abwässer in der Besiedlungsdichte deutlich zurückgehen, erreichen sie ihre optimale Entfaltung besonders an Einleitungsstellen häuslicher Abwässer. *Tubifex tubifex* ist dagegen die beherrschende Oligochaetenart der größeren Wassertiefen, in denen der Sinkstoffnachschub die Aufarbeitungsintensität weit überwiegt. Sie ist weitgehend resistent gegen die toxischen Anteile von Industrieabwässern.

Die in den See-Sedimenten neben den Tubificiden auftretenden Organismengruppen erlauben uns, die Güte der See-Sedimente nach der Münchener Methode (siehe LIEBMANN 1955) zu klassifizieren. So können auch die Tubificidenpopulationen entsprechend der Dichte ihres Vor-

kommens den verschiedenen Güteklassen zugeordnet werden (siehe Abb. 1). Dieses Verfahren ist bislang jedoch nur für den Bodensee-Obersee mit Überlinger Seeteil erprobt. Die in Abb. 35 wiedergegebenen Güteklassen der Sedimente entsprechen hierbei nur ungefähr der nach dem revidierten Saprobiensystem von LIEBMANN (1951) vorgeschlagenen Klassifizierung.

C. Die Belastung der Uferzone

I. Allgemeines

Noch im Jahre 1928 fand LUNDBECK (1936) im Bodensee nur bis zu 3.000 Tubificiden/m² im Probenmittel, wobei die Mündungsgebiete der Zuflüsse nicht untersucht wurden. In der Zwischenzeit ist eine sehr starke Zunahme der Tubificidenbesiedlung eingetreten. Nach den Bodengreiferproben von RITZI und VOGEL (1959) aus dem Jahre 1957 errechnet sich zum Beispiel für die Bregenzer Bucht ein Maximum von etwa 19 000 Tubificiden/m². WACHEK fand an diesen Stellen nach den hier vorliegenden Protokollen aus dem Jahre 1955 bis 27 000 Tiere/m². Im Gebiet der Luxburger Bucht stellte GEISSBÜHLER (1938) bis zu 4 000 Tubificiden/m² fest; in unseren Untersuchungen konnten bis zu 7 400 Tiere/m² ermittelt werden. Auf der Linie Langenargen – Arbon stieg die Tubificidenzahl im Bereich der Halde je Flächeneinheit von 1938 (RITZI und VOGEL 1959) bis 1954 (WACHEK 1958) beziehungsweise bis 1960/61 (Untersuchungen des Instituts in Langenargen) etwa im Verhältnis 1:1,5:4.

Umgekehrt stellte WACHEK (1958) vor der Argen mit maximal 165 000 bis 176 700 Tubificiden/m² um etwa 30–40 % mehr Individuen fest, als an den gleichen Stellen in den Jahren 1960/61 gefunden wurden. In Parallele damit hat die Argen im gleichen Zeitraum durch den Bau einer Verbrennungsanlage im Zellstoffwerk Wangen (1960/61) eine Verbesserung ihrer Wassergüte um eine ganze Gütestufe erfahren. Dies ist im Bereich der Bodenseezuflüsse der einzige Befund, der gegenüber der sonst starken Vermehrung der Tubificiden in den belasteten Sedimenten eine deutliche Abnahme der Individuendichte ergab.

Betrachten wir die Gütekarte des Bodensees nach dem Stand von 1962/63, so stellen wir fest, daß große Flächen des Seebodens noch nicht oder doch kaum von der Schmutzstoffzufuhr unmittelbar beeinflusst sind. Dies gilt vor allem für die Profundalzonen. Mit Annäherung an das Litoral nimmt die Belastung der Sedimente jedoch deutlich zu.

Das SW-Ufer des Überlinger See-Teils, des Obersees zwischen Münsterlingen und Uttwil, kleinere Abschnitte zwischen Altem Rhein und Neuem Rhein sowie zwischen Lindau und Nonnenhorn und mit großen Unterbrechungen zwischen Immenstaad und Ludwigshafen werden von der allgemein zunehmenden Verschmutzung weniger betroffen als die übrigen Gebiete.

Abgesehen vom Untersee, der sich auf Grund seiner hydrographischen Bedingungen bereits in einem fortgeschrittenen Alterungszustand befindet und nun durch die Abwassereinleitungen noch zusätzlich extrem belastet wird, sind Schwerpunkte der Belastung vor allem die Bregenzer Bucht, die Uferzone vor Langenargen, die Rorschacher Bucht und die Mündungsgebiete der großen Bodenseezuflüsse (Rotach, Schussen, Argen, Bregenzer Ach, Dornbirner Ach, Neuer Rhein, Alter Rhein, Goldach, Steinach, Stockacher Ach), in geringerem Umfang die Uferzonen vor den übrigen Städten und die Mündungsgebiete von Seefelder Ach, Leiblach, Salm-sach und der übrigen kleineren Zuflüsse.

Die Gebiete mit merkbarer allochthoner Schmutzstoffzufuhr sollen nachstehend an Hand der vorliegenden Untersuchungen genauer beschrieben werden.

II. Die Mündungsgebiete der Zuflüsse

1. Das Mündungsgebiet des Neuen Rheins, der Dornbirner Ach und der Bregenzer Ach (Abb. 6-8)

<i>Neuer Rhein:</i>	Niederschlagsgebiet: etwa 6.560 km ² Mittelwasserführung: 226 m ³ /sec
<i>Dornbirner Ach:</i>	(+ Rheintalinnenkanal + Lustenauer Kanal) Mittelwasserführung: 8,8 m ³ /sec
<i>Bregenzer Ach:</i>	Niederschlagsgebiet etwa 800 km ² Mittelwasserführung: 47,1 m ³ /sec

a) Zur chemischen Belastung des Wassers (Abb. 6)

Im Mündungsgebiet des Neuen Rheins tritt eine Vermischung mehrerer großer Wasserkörper ein. Die erste Untersuchung wurde während der Vollzirkulation am 20. Februar 1962 durchgeführt. Die Zuflüsse schichteten sich in Bodennähe ein.

In Tabelle 1 und in den folgenden Tabellen sind die Konzentrationen der löslichen N- und P-Verbindungen in den Zuflüssen jenen im Mündungsgebiet gegenübergestellt. Diese wurden durch Mittelung der unbelasteten Proben während der Zirkulation über die gesamte Tiefe, während der Stagnation für Oberfläche und Hypolimnion (ab 30 m) getrennt errechnet. Sie kann von der Qualität in Seemitte abweichen und gibt uns damit die durchschnittliche Belastung des untersuchten Seeteils an. Auf diese Abweichungen wird in Abschnitt E eingegangen.

Tabelle 1

		N aus			P aus
		NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄
		γ/l	γ/l	γ/l	γ/l
Februar	Mündungsgebiet	50	0	630	10
	Bregenzer Ach	390	2	520	26
	Harder Gewässer	720	10	680	13
	Rhein	260	6	590	29
August	Mündungsgebiet 0 m	40	9	230	0
	Mündungsgebiet ab 30 m	30	2	660	7
	Bregenzer Ach	40	0	280	0
	Dornbirner Ach	70	8	200	0
	Rhein	0	8	370	0

Vor der Bregenzer Ach fand im See eine Erhöhung der Konzentrationen von Ammonium und Phosphat und eine Erniedrigung der Nitrat-Gehalte statt. Der Einfluß der Ach wurde nach Nordosten im Ufergebiet schwächer. Nach Südwesten schließt sich das Mündungsgebiet der Harder Gewässer und der Dornbirner Ach an. Erstere hatten einen hohen Ammonium-Gehalt. Dagegen wich der Phosphat-Gehalt nicht wesentlich von dem im Mündungsgebiet gefundenen ab. Ihr Einfluß reichte bis Station 11 und 8, wie es sich auch durch erhöhten Chlorid-Gehalt (bis 4 mg/l) zeigte. Eine Einwirkung der wegen Regulierung der Mündung nicht untersuchten Dornbirner Ach läßt sich jedoch nicht ausschließen.

Das frische Rheinwasser hob sich, da die Bucht mehr oder weniger verdünntes Rheinwasser enthielt, außer durch eine leichte Phosphat- und Ammonium-Erhöhung innerhalb des Mündungs-

ungsgebietes nicht ab. Eine Nitratminderung war infolge der geringen Abweichung von der Seequalität nicht nachweisbar.

Ein ganz anderes Bild ergab sich während der Sommerstagnation (Untersuchungsdatum 22. August 1962). Rhein, Dornbirner Ach und Bregenzer Ach lagen mit keiner der untersuchten Verbindungen wesentlich über dem Gehalt des Mündungsgebietes. Infolgedessen traten lediglich vor der Bregenzer Ach verstreut verminderte Nitratwerte auf.

Zusammenfassend läßt sich sagen: Die Bregenzer Ach tritt in Verlängerung des Flußlaufes in das Mündungsgebiet ein und schickt einen Teil Mischwasser in nordöstlicher Richtung in die Bregenzer Bucht. Harder Gewässer und Dornbirner Ach dringen ebenfalls nach Nordosten vor, werden aber infolge ihres geringen Abflusses sehr rasch verdünnt und entziehen sich dadurch dem Nachweis. Die Anordnung der Stationen mit erhöhtem Ammoniumgehalt ließ zumindest im Februar auf einen direkten Lauf des Rheinwassers in Richtung Norden schließen.

*b) Zum biologischen Gütebild der Zuflüsse und der Seesedimente (Abb. 7, 8)
Neuer Rhein: (Abb. 7)*

Im Neuen Rhein sind oberhalb des Rückstaubereiches zeitweise vereinzelt erste Einwanderer der polysaprobien (*Beggiatoa alba*, *Tubifex tubifex*) und der α -mesosaprobien Stufe (*Euglena viridis*, *Herpobdella octoculata*) zu finden, doch darf dieses Gewässer auf Grund seiner Besiedlung noch als wenig verschmutzt bezeichnet werden.

Von allen untersuchten Bodenseezuflüssen steht der Alpenrhein im Reinheitsgrad konzentrationsmäßig an zweiter Stelle. Das schließt nicht aus, daß dem See bei Berücksichtigung der starken Wasserführung des Rheins zwar *relativ* wenige, aber absolut doch große Mengen an organischen Substanzen zugeführt werden.

Nur in geringer Wassertiefe (bis etwa 30 m) und nur in unmittelbarer Fortsetzung des Stromes zeigen die Seesedimente geringe Verunreinigung an. So finden wir hier, insbesondere an den von der Strömung unmittelbar erfaßten Stellen, vergesellschaftet mit Vertretern der α -mesosaprobien Stufe eine Reihe von Organismen aus typisch β -mesosaprobien Lebensgemeinschaften in reicher Entwicklung (zum Beispiel *Paranais*- und *Tanypus*arten). In größeren Wassertiefen und beiderseits der Mündung, wo mit abnehmender Wasserbewegung die Ablagerung der vom Rheinstrom zugeführten Sinkstoffe zunimmt, steigt die Belastung stark an (vgl. Mündungsgebiete von Dornbirner und Bregenzer Ach).

Hier erreichen die Tubificidenpopulationen westlich der Mündung 19 000 bis 32 000, im östlich davon gelegenen Gebiet 73 000 bis 82 000 Individuen/m², wobei die Art *Tubifex tubifex* bereits ab 30 m Wassertiefe deutlich vorherrscht. Der Neue Rhein bringt also in seinem Mündungsgebiet erhebliche Schmutzstoffmengen zur Sedimentation.

Bis in etwa 6 km Entfernung von der Mündung des Neuen Rheins finden die Tubificiden in den Seesedimenten noch gute Entwicklungsmöglichkeiten (siehe Abb. 35) und dies, obgleich der Alpenrhein infolge seiner im Verhältnis zum Bodensee günstigen Wassergüte auf den See verdünnend wirkt.

Dornbirner Ach: (Abb. 7)

Nach dem biologischen Gütebild steht der Verschmutzungsgrad des Wassers im Mündungsgebiet der Dornbirner Ach dem der Schussen nur wenig nach. Im Gegensatz zur Schussen macht sich die hier im wesentlichen durch Industrieabwässer verursachte Verunreinigung besonders im Hochsommer bemerkbar, doch reicht die Wassergüte immer noch aus, um einem relativ kleinen Anteil an Reinwasserorganismen (zum Beispiel der Eintagsfliegenlarve *Ephemera ignata* und einigen Algen) Lebensmöglichkeiten zu bieten. Dieses etwas günstigere Besiedlungsbild ist aber lediglich den für Alpenflüsse charakteristischen Verhältnissen zuzuschreiben.

An der starken Verschmutzung der Seesedimente zwischen Alpenrhein und Bregenzer Ach ist die Dornbirner Ach mitbeteiligt, die vor allem den nördlich ihrer Einmündung liegenden Bereich belastet. Im Untersuchungsgebiet kann die Verunreinigungswirkung der Dornbirner

Ach nicht von jener der Bregenzer Ach getrennt werden (siehe Abb. 8). Die gleiche Schwierigkeit ergibt sich in der Abgrenzung gegenüber den Einflüssen des Neuen Rheins (Abb. 7).

Bregenzer Ach: (Abb. 8)

Nach dem Aspekt der Fließwasserbiozöosen zählt die Bregenzer Ach infolge der hohen Wasserführung und der relativ geringen Belastung mit Schmutzstoffen noch zu den sauberen Fließgewässern. Sie weist von allen untersuchten Bodensee-Zuflüssen den weitaus höchsten Anteil an charakteristischen Reinwasserformen auf. Leitformen des Schmutzwassers fehlen das ganze Jahr über, und von den Vertretern der „ α -mesosaproben“ Stufe kann sich nur vorübergehend und nur spärlich der Egel *Herpobdella octoculata* halten. Die reiche Besiedlung mit Organismen der oligo- und der β -mesosaproben Stufe, die günstigen Fließ- und Temperaturbedingungen, wie der ausgeglichene Sauerstoffhaushalt kennzeichnen die Bregenzer Ach noch als gesundes Gewässer.

An keiner Stelle des Sees erreicht *Tubifex tubifex* so hohe Individuenzahlen wie im Mündungsgebiet vor der Bregenzer Ach in 40 bis 60 m Wassertiefe (56 000 bis 125 000 Tiere/m²). Auch die *Limnodrilus*arten kommen vor allem im oberen und mittleren Teil der Halde zu sehr starker Entfaltung (19 000 bis 33 000 Tiere/m²). Sie überwiegen vor allem im NW-Teil des Gebietes über *Tubifex tubifex*.

Nach der Besiedlung der Seesedimente kommen durch die Bregenzer Ach absolut bedeutende Mengen an absetzbaren organisch-fäulnisfähigen Substanzen in den See und führen hier, zusammen mit der aus der Dornbirner Ach und dem Neuen Rhein stammenden Schmutzstofflast, zu bedeutenden Belastungen des Seebodens.

Dieses Beispiel zeigt, daß aus der Wassergüte des Vorfluters, ohne Berücksichtigung dessen hydrographischen Charakters, nicht auf die Sedimentqualität im Mündungsgebiet geschlossen werden kann.

2. Das Mündungsgebiet des Alten Rheins (Abb. 9, 10)

Mittelwasserführung: 21,1 m³/sec.

a) Zur chemischen Belastung des Wassers (Abb. 9)

Das Mündungsgebiet des Alten Rheins ist durch einen in den See vorgeschobenen Schuttkegel charakterisiert, der sich von der Mündung aus etwa 1 bis 2 m unter Wasser noch bis 1 km seewärts ausdehnt. Das Gebiet wurde am 7. 5. 62 zu Beginn der Stagnationsperiode untersucht.

Tabelle 2

		N aus		P aus	
		NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
Mündungsgebiet	0 m	40	4	410	3
	ab 30 m	30	1	680	19
Alter Rhein		290	15	590	34

Zur Zeit der Untersuchung lief das Wasser des Alten Rheins bis 1 km vor die Mündung in einer Rinne, die von Westen nach Osten vom Seewasser überspült wird. Hierdurch gelangte ein Teil des Flußwassers um den Rheinspitz nach Osten (Station 11), der größere Teil wahr-

scheinlich aber direkt in den See (Station 2 und 7). An einigen Stellen, an denen auch der Chlorid-Gehalt hoch war, wurden in 40 bis 50 m Tiefe hohe Phosphatwerte gefunden. Offenbar kamen diese aber durch Zufuhr aus der Rorschacher Bucht zustande, da sie die Konzentrationen des Rheinwassers überschritten. Auch der allgemein hoch liegende Phosphatgehalt (Tab. 2) war auf Abwasser aus der Rorschacher Bucht zurückzuführen.

b) *Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente*
(Abb. 10)

Der Alte Rhein zeigt im Mündungsgebiet ein Besiedlungsbild, wie es für mäßig-stark verschmutzte Gewässer charakteristisch ist. Das bisweilen zahlreiche Auftreten von Makroorganismen des Schmutzwassers (*Tubifex tubifex*, Chironomiden der plumosus-Gruppe), die vorübergehende Entwicklung von *Sphaerotilus natans* (= „Abwasserpilz“) und das vereinzelt Vorkommen von Schwefelbakterien (*Beggiatoa alba*) im Sommer sind eindringliche Alarmzeichen.

Die Zufuhr an organisch-fäulnisfähigen Substanzen durch den Alten Rhein ist in den Seesedimenten des Deltagebietes noch 3 km vom Ufer und über eine Fläche von mehr als 7 km² biologisch nachweisbar.

Im Gegensatz zu den Verhältnissen an den übrigen Flußmündungen ist die Güte der Seesedimente im Deltagebiet des Alten Rheins je nach Ort und Wassertiefe der Probenentnahme recht unterschiedlich. Dies ist vor allem auf das ungewöhnlich vielgestaltige und scharf ausgeprägte unterseeische Relief zurückzuführen, das der Rhein vor Fertigstellung des Rheinkanals (= Neuer Rhein) geschaffen hat. An den oft ungewöhnlich steilen unterseeischen Ufern, in den bis zu 80–100 m Wassertiefe abstürzenden Tälern und auf den bis dicht unter die Wasseroberfläche aufsteigenden Böschungen ergeben sich so unterschiedliche Ablagerungsbedingungen, daß sich die vom Substrat, der Wassertiefe, den Strömungs- und Ernährungsbedingungen abhängigen Organismengemeinschaften entsprechend stark wandeln.

Trotz des uneinheitlichen Besiedlungsbildes zeigen die Tubificiden einen stellenweise beträchtlichen Nachschub an organisch-fäulnisfähigen Sinkstoffen in größeren Seetiefen an.

3. Das Mündungsgebiet der Argen (Abb. 9, 11)

Mittelwasserführung: 18,6 m³/sec.

a) *Zur chemischen Belastung des Wassers* (Abb. 9)

Die Untersuchung des Mündungsgebietes der Argen, die seit wenigen Jahren hinsichtlich der wasserlöslichen Stoffe zu den „sauberen“ Zuflüssen im Obersee zählt, erfolgte am 11. 4. 1962 zu Beginn der sommerlichen Stagnationsperiode. Die Oberflächentemperaturen betragen etwa 5 °C; zu einer chemischen Schichtung war es noch nicht gekommen. Das Flußwasser unterschied sich, abgesehen von der Karbonathärte (4,0 mval/l), praktisch kaum vom Seewasser. Der Phosphatgehalt war sogar niedriger als im See (Tab. 3).

Tabelle 3

	N aus			P aus
	NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
Mündungsgebiet	0	0	670	15
Argen	60	5	1050	4

Die geringen chemischen Unterschiede verwischen die Grenzen zwischen den Wasserkörpern, so daß nur anhand von wenigen Proben mit besonders niedrigen Phosphat-Gehalten der Weg des Argenwassers verfolgt werden konnte. Allgemein biegt bei ruhigem Wetter die Argen unmittelbar nach der Mündung nach Westen ab, den Strömungsverhältnissen am Nordufer des Sees entsprechend. Dieses Bild bot sich auch während der Untersuchung. Die Argen schichtete sich in etwa 0–40 m ein.

An den Stationen mit Phosphatniedrigung kam es wahrscheinlich deshalb nicht zu einer erwarteten Zunahme der löslichen Stickstoff-Verbindungen, weil die Gehalte der einzelnen Stoffe im Fluß zeitlichen Schwankungen unterliegen. Der Phosphatgehalt lag im Umkreis von etwa 1 km vor der Mündung fast überall recht hoch. Der Anteil an geformtem Stickstoff und Phosphor betrug 800 und 400 γ/l . Bei Hochwasser sind durch erhöhte Beimischung von Schwebeteilchen auch höhere Gehalte möglich.

b) *Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente* (Abb. 11)

Die biologische Untersuchung ergab, daß das Wasser der Argen im mündungsnahen Abschnitt durchschnittlich der Güteklasse III zuzuordnen ist. Nur in der kälteren Jahreszeit (Winter und Frühjahr) ist der Anteil an polysaprobien Leitformen noch verhältnismäßig hoch (Wassergüteklasse III-IV). Im Herbst vollzieht sich ein auffallender Wandel im biologischen Aspekt des Gewässers. Die Polysaprobier treten stark zurück und eine Reihe von Organismen der β -mesosaprobien, ja vereinzelt der oligosaprobien Stufe finden günstige Entwicklungsmöglichkeiten (Güteklasse II-III). Damit hat die Argen in den vergangenen fünf Jahren eine merkbare Verbesserung ihrer Wassergüte erfahren (siehe S. 7).

Das biologische Geschehen im benthalen Bereich des Sees wird im Gebiet der Argenmündung entscheidend von der Morphologie des Seebeckens bestimmt (siehe S. 27). Infolge der starken Wasserführung und der zeitweise relativ hohen Fließgeschwindigkeit werden absolute beträchtliche Mengen an mitgeführten Sinkstoffen in große Wassertiefen verfrachtet. Das wird durch die Tubificidenbesiedlung deutlich wiedergegeben.

Im oberen Teil der Halde erreichen die Limnodrilusarten (wie vor der Goldach, S. 18) die höchsten Individuenzahlen (bis 48 800 Individuen/m²). Selbst in Tiefen von 80–160 m zeigt Tubifex tubifex mit 21 000 bis 88 000 Tieren/m² noch sehr starke Schmutzstoffkonzentrationen an.

Die weitere Verbesserung der Wassergüte der Argen seit der Stilllegung des Zellstoffwerkes Wangen (1962) macht sich im biozönotischen Bild der Seesedimente noch nicht bemerkbar. In den Sedimenten des Mündungsgebietes liegen noch große Mengen an aufarbeitungsfähigen Faulstoffen, deren Abbau bei den niedrigen Wassertemperaturen der Seetiefe nur sehr langsam erfolgt.

4. Das Mündungsgebiet der Schussen (Abb. 12, 13)

Mittelwasserführung: 10,5 m³/sec.

a) *Zur chemischen Belastung des Wassers* (Abb. 12)

Die Schussen ist in chemischer Hinsicht einer der am stärksten verunreinigten Zuflüsse des Sees. Sie vermag im Mündungsgebiet besonders im Sommer bei hohem Wasserspiegel eine große Fläche zu bestreichen. In dieser Zeit bleibt das Flußwasser an der Oberfläche und gehorcht den Strömungsrichtungen am Nordufer des Sees. Es fließt dabei in Ufernähe meist nach Westen, ohne sich vor der Mündung stark mit Seewasser zu vermischen.

Bei niedrigem Wasserstand des Sees im Winter wird das Schussenwasser in einer nur leicht überfluteten Rinne bis an die Halde geführt. Da das Flußwasser zu dieser Zeit temperatur-

bedingt schwerer als das Seewasser ist, bleibt es bis zum Ende der Rinne fast unvermischt. Bei heftigen südlichen und westlichen Winden kann ein Teil des Flußwassers über die Begrenzung der Rinne hinweg über die Uferbank nach Nordwesten oder Südosten getrieben werden. Bei westlichen Winden kann im Sommer die Strömungsrichtung erheblich variieren und Mischwasser mit hohen Anteilen an Schussenwasser vor Langenargen erscheinen. Bei nachfolgendem ruhigen Wetter ändert die Schussen wieder ihre Richtung nach Westen, während vor Langenargen das Mischwasser nur allmählich durch Seewasser ersetzt wird. Die Situationen im Winter und im Sommer jeweils bei ruhigem Wetter sind in Abb. 12 dargestellt.

Tabelle 4

		N aus			P aus	
		NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄	
		γ/l	γ/l	γ/l	γ/l	
März 1962						
	Mündungsgebiet	40	3	660	9	
	Schussen	560	41	2280	74	
Juli 1963						
	Mündungsgebiet	0 m	10	15	410	5
	„	ab 30 m	50	4	690	—
	Schussen	9 Uhr	1228	107	325	388
	„	11.30 Uhr	812	112	360	293

Nach den Untersuchungsergebnissen an den Stationen 1, 16, 17 und 18 war der gesamte flache Mündungstrichter am 5. 3. 1962 mit Schussenwasser bedeckt. Das Flußwasser wurde in Bodennähe weiter über die Stationen 4, 6, 7, 8 und 9 direkt dem See zugeführt. Hierbei trat durch Verdünnung mit Seewasser eine Abnahme der gelösten Verbindungen ein.

Am 18. 7. 1963 war rein visuell der Verlauf des Schussenwassers nach Westen an der Braunfärbung des Wassers an den Stationen 2 und 3 zu erkennen. Die analysierten Chloridmengen bestätigten die Wahrnehmung. Wenn auch im übrigen Gebiet Belastungen durch Ammonium und Phosphat vorkamen (siehe auch Tab. 4), so waren diese sicher auf älteres Schussenwasser zurückzuführen.

b) *Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente*
(Abb. 13)

Die Schussen muß auch nach dem biologischen Aspekt als ein typisch polysaprobies Gewässer bezeichnet werden. Reinwasserformen fehlen das ganze Jahr über. Starke Sphaerotilus-treiben sind eine häufige Folge der übermäßigen Verschmutzung. Nur in den Sommer- und Herbstmonaten nehmen die Vertreter der polysaprobien und α-mesosaprobien Stufe merklich an Zahl ab. In der kalten Jahreszeit wird jedoch das Bild der Bodenbiozönosen wiederum nahezu ausschließlich von typischen Schmutzwasserorganismen beherrscht.

Im biologischen Bild der Seesedimente läßt sich der Einfluß der Schussen noch in 2 km Abstand vom Ufer bis zu einer Tiefe von 100–200 m und über eine Fläche von mehr als 4 km² nachweisen. Trotz der weiträumigen Verschmutzungen ist deren Intensität je Flächeneinheit geringer als vor der Argen. Mit Ausnahme der Friedrichshafener Bucht sowie der Harder Bucht und des Deltagebietes von Neuem Rhein (= Alpenrhein), Dornbirner und Bregenzer Ach schieben sich die Tubificidengemeinschaften an keiner anderen Stelle so weit in den See vor wie im Bereich der Schussenmündung (Abb. 35).

Dies dürfte vor allem auf den zu dieser Jahreszeit erhöhten Gehalt des Wassers an Nahrungsstoffen zurückzuführen sein.

Der östlich davon einmündende Leiblach-Werk-Kanal mit $0,6 \text{ m}^3/\text{sec}$ mittlerer, zeitweise jedoch sehr stark absinkender Wasserführung, ist der nach den biologischen Befunden am stärksten verschmutzte Bodenseezufluß. Reinwasserorganismen fehlen im Mündungsgebiet dieses Industriekanals das ganze Jahr über völlig. Von den Vertretern der β -mesosaprobien Stufe können sich nur mehr wenige, ausschließlich mikroskopisch kleine Formen vereinzelt und nur während des Hochsommers halten. Zu gleicher Zeit erreichen auch die α -mesosaprobien und polysaprobien Organismen ihr Entwicklungsmaximum. Zeitweise wächst die Verschmutzung jedoch in so hohem Grade an, daß selbst die ökologische Valenz der widerstandsfähigen Schmutzwasserformen weit überschritten wird und große Abschnitte des Mündungsgebietes völlig veröden. In der übrigen Zeit beherrschen Sphaerotilus natans und Schwefelbakterien das Bild der extremen Auslesegemeinschaft.

Trotz der relativ noch günstigen Wassergüte der Leiblach läßt sich die aus diesem Fluß stammende Belastung in den Seesedimenten noch deutlich nachweisen, wenngleich sich das Gütebild nicht sehr erheblich von jenem der weithin belasteten Bregenzer Bucht unterscheidet.

Die fäulnisfähigen Sinkstoffe der Leiblach werden vor allem in westlicher Richtung abgesetzt (vergleiche Abb. 28).

Auch die Wirkungen des extrem verschmutzten Leiblachkanals spiegeln sich trotz dessen geringer Wasserführung im Gütebild der Seesedimente deutlich wieder.

Die von Leiblach und Leiblach-Kanal kommenden Faulstoffe werden über ein Gebiet von mehr als 1 km^2 verteilt und erfahren nur bis zu Wassertiefen von 10 bis 15 m eine intensive Aufarbeitung.

7. Das Mündungsgebiet der Stockacher Aach (Abb. 16)

Mittelwasserführung: $1,7 \text{ m}^3/\text{sec}$

a) Zur chemischen Belastung des Wassers

Vor der Stockacher Aach wurde am 24. Juli 1962 nur im Hypolimnion eine leichte Phosphaterhöhung ($8-15 \text{ } \gamma/\text{l P}$), verbunden mit einer schwachen Chloridsteigerung ($2,4-3,0 \text{ mg/l}$) in 1 bis 2 km Abstand von der Mündung gemessen. Da die Aach zur Zeit der Untersuchung einen sehr geringen Abfluß hatte und sich nicht (22° C) in das Hypolimnion einschichtete, konnten die Erhöhungen nicht durch frische Belastung verursacht sein. Die Phosphaterhöhungen können auch durch chemische Prozesse an der Schlammoberfläche hervorgerufen werden, die dann ebenfalls zu Schichtungserscheinungen führen. Auch einige an der Oberfläche gefundene relativ hohe Nitratwerte ($400 \text{ } \gamma/\text{l N}$) ließen, da die Bestätigung durch die übrige Analyse negativ verlief, keinen Schluß auf Flußwasser zu. Die Qualität im Untersuchungsgebiet wich im Ganzen nicht von der im freien See ab (Tab. 5).

Tabelle 5

		N aus			P aus
		NH_4	NO_2	NO_3	PO_4
		γ/l	γ/l	γ/l	γ/l
Mündungsgebiet	0 m	10	8	340	1
Mündungsgebiet ab	30 m	10	1	660	—
Stockacher Aach		0	47	910	25

b) Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente (Abb. 16)

Der Mündungsabschnitt der Stockacher Aach kann als mäßig stark verunreinigt bezeichnet werden. Der Verschmutzungsgrad ist hier nicht am Verteilungsbild der polysaprobien Leitformen zu erkennen, sondern am zahlenmäßigen Anteil und der Artenzusammensetzung der Reinwasserlebensgemeinschaft. Wir haben hier ein Gewässer vor uns, das durch kurzfristige Industrieabwasserstöße belastet wird. Die Reinigungskraft des Fließwassers ist jedoch so groß, daß in ihm Polysaprobier keine dauernden günstigen Lebensbedingungen finden können. Sie reicht aber nicht mehr aus, um bestimmten Leitformen des Reinwassers das Überleben zu ermöglichen.

Entsprechend dem Gütezustand des Wassers und den hydrographischen Verhältnissen im Mündungsgebiet bleibt die Verschmutzung der Seesedimente durch die Stockacher Aach im wesentlichen auf den SW-Teil der Bodmanbucht beschränkt. Es ist auffällig, daß auch in geringen Wassertiefen *Tubifex tubifex* die Oberhand über *Limnodrilus* behält.

Daß die Sinkstoffe nicht in größerem Umfange in der Bodmanbucht angereichert werden, ist vor allem durch die Strömungsverhältnisse im Westteil der Überlinger Bucht bedingt. Durch die vorherrschenden W-NW-Winde induziert, wird ständig Tiefenwasser an die Oberfläche verfrachtet. Damit aber werden auch die organisch-fäulnisfähigen Substanzen weit verteilt und der Aufarbeitung zugänglich gemacht.

8. Das Mündungsgebiet der Rotach (Abb. 17, 18)

Mittelwasserführung: 1,6 m³/sec

a) Zur chemischen Belastung des Wassers (Abb. 17)

In die Friedrichshafener Bucht münden die Rotach und einzelne Abwassereinläufe. Bei der Untersuchung am 29. Januar 1962 wurden nur direkt vor der Flußmündung, allerdings recht stark, Verunreinigungen festgestellt. Aus technischen Gründen (Fischernetze und Fährkurs) konnte der weitere Verlauf des Rotachwassers nicht verfolgt werden. Auffällig hoch war der Chloridgehalt mit 2,5 bis 3,1 mg/l in der gesamten Bucht. Wahrscheinlich staute sich hier ein Teil des Rotachwassers (13 mg/l).

Tabelle 6

		N aus			P aus
		NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
Januar	Mündungsgebiet	0	4	710	9
	Rotach	600	21	3010	130
Juni	Mündungsgebiet 0 m	40	6	260	0
	Rotach	1630	189	1250	340

Am 27. Juni 1962 wurde das Rotachwasser wegen des hohen Seewasserstandes schon an der Einmündung verteilt und verdünnt, so daß lediglich am Deviationspfahl (Station 7) noch Flußwasser nachweisbar war. Die übrigen in der Bucht verstreut auftretenden Nährstoff erhöhungen lassen sich nicht sicher auf die Rotach zurückführen (siehe auch Ammonium in Tab. 6).

b) Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente (Abb. 18)

Die Rotach weist bis zum Stadtgebiet von Friedrichshafen eine Wassergüte von I—II auf. Danach sinkt sie schlagartig auf Stufe III—IV ab. Die Ursache ist in der starken Zufuhr häuslicher und industrieller Abwässer zu suchen. Außerdem ergießen sich zeitweise ölhaltige Abwässer in den Fluß. Doch vermag noch eine große Zahl von β -mesosaprobien Organismen wenigstens in der kälteren Jahreszeit der Ungunst der Lebensbedingungen zu widerstehen. Infolge der geringen Wasserführung und der gegenüber der Schussen etwas günstigeren Wassergüte kann die Rotach das Ufergebiet nicht so stark verschmutzen. Aus dem Vorkommen von *Tubifex tubifex* darf geschlossen werden, daß die Sedimentation nicht abgebauter allochthoner Schmutzstoffe bereits weitgehend in 40 m Wassertiefe aufhört. Lediglich am Übergang von der Uferbank zur Halde besitzen die Sedimente stellenweise stärkere Tubificidenansiedlungen (bis 11 000 Tiere/m²), wobei aber die Arten von *Limnodrilus* sehr stark vorherrschen.

9. Das Mündungsgebiet der Goldach (Abb. 19, 20)

Mittelwasserführung: 0,7 m³/sec

a) Zur chemischen Belastung des Wassers (Abb. 19)

Die Rorschacher Bucht mit der Mündung der Goldach wurde am 3. April 1962 und am 11. Juli 1962 untersucht.

Tabelle 7

		N aus			P aus
		NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
April	Mündungsgebiet	20	1	670	9
	Goldach	1040	16	1390	97
Juli	Mündungsgebiet 0 m	40	11	320	2
	Mündungsgebiet ab 30 m	40	6	590	8
	Goldach	200	46	940	525

Im April schichtete sich die Goldach über Grund ein und floß am Boden in nördlicher Richtung ab (Station 2 und 6). Dabei traten Erhöhungen von Nitrat, Ammonium, Phosphat und auch eine geringe Zunahme des Chloridgehaltes gegenüber dem freien See auf.

Da die Rorschacher Bucht auch andere Einleitungen aufnimmt, ist es nicht sicher, ob die östlich der Goldachmündung festgestellten hohen Phosphat- und Ammonium-Gehalte sich auf den Fluß zurückführen lassen. Die Erhöhungen erfolgten in den einzelnen Schichten voneinander unabhängig. Sie hätten aber, wenn die Goldach die Ursache gewesen wäre, gekoppelt auftreten müssen. An den Stationen 1 und 8 wurden an der Oberfläche Chloridkonzentrationen von 4 mg/l gemessen.

Im Juli lagen die Phosphatwerte verbreitet hoch (siehe auch Oberflächenkonzentrationen in Tab. 7). In Bodennähe traten Spitzen auf, jedoch ohne gleichzeitigen Chloridanstieg. Auch die Untersuchung der anderen Nährstoffe an den übrigen Stationen gab keinen Aufschluß über die Ursache der Belastung. Es ist jedoch durchaus möglich, daß der Phosphat-Anstieg an einigen Stellen auf Stauung von Flußwasser beruht, da der Fluß ein Vielfaches an Phosphat, an Chlorid aber nur das Doppelte des Sees besaß.

Die höchsten Phosphatkonzentrationen lagen zwischen 30 und 40 γ/l P und damit in der gleichen Größenordnung, wie die im Alten-Rhein-Gebiet beobachteten. Das weist auf die Verdriftung von belasteten Wasserkörpern in östlicher Richtung hin.

b) Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente (Abb. 20)

Die Goldach wird vor allem durch stoßweise anfallendes Abwasser empfindlich belastet. Dies drückt sich insbesondere im qualitativen Bild der Bodenbiozösen aus. Im Gütebild tritt die zeitweise sehr starke Verschmutzung bislang nur in den Wintermonaten deutlicher in Erscheinung.

Der Seeboden wird nach den biologischen Befunden bis etwa 300 m seewärts und bis zu Wassertiefen von 40–50 m vom Schmutzwasser der Goldach erfaßt. Der bedeutendste Absetzraum, deutlich durch die Tubifex-tubifex-Besiedlung markiert, liegt in Fortsetzung des Flußlaufes. Aus Abb. 20 ist zu ersehen, daß aus einem östlich der Goldach liegenden Abwasserbach auf engem Raum erhebliche Schmutzstoffmengen zur Sedimentation gelangen. Limnodrilus erreicht hier mit 49 000 Tieren/ m^2 die höchste bislang im Bodenseegebiet gefundene Individuendichte.

In Anbetracht der in Ufernähe vorherrschenden Ost-Strömungen in Richtung der ohnehin stark belasteten Rorschacher Bucht sind die von der Goldach bewirkten Verschmutzungen trotz deren geringen Ausdehnung von erheblicher Bedeutung.

10. Das Mündungsgebiet der Steinach (Abb. 21, 22)

Mittelwasserführung: 0,4 m^3/sec

a) Zur chemischen Belastung des Wassers (Abb. 21)

In der Arboner Bucht vereinigen sich Arboner Ach, Steinach und die zahlreichen Abwässer von Arbon. Charakteristisch für die Zuflüsse, besonders für die Steinach, sind die hohen Mengen an Ammonium und Phosphat (Tab. 8).

Tabelle 8

		N aus			P aus	
		NH ₄	NO ₂	NO ₃	PO ₄	
		γ/l	γ/l	γ/l	γ/l	
Februar						
	Mündungsgebiet	10	2	640	9	
	Arboner Ach	910	21	2100	237	
	Steinach	6690	249	3880	1504	
Juni						
	Mündungsgebiet	0 m	60	7	440	0
	Mündungsgebiet	ab 30 m	20	2	650	3
	Arboner Ach		90	26	650	104
	Steinach		12 200	83	4190	199

Am 6. Februar 1962 schichteten sich beide Zuflüsse in Bodennähe ein. Die Anordnung der belasteten Stationen wies auf eine östliche Abflußrichtung hin. Am weitesten nachweisbar waren Phosphaterhöhungen (Abb. 21), während vor den Mündungen auch hohe Ammoniumwerte (in 500 m Entfernung von der Steinachmündung noch 250 γ/l) zusammen mit hohen Chloridgehalten (4 bis 5 mg/l) gemessen wurden.

Zum Zeitpunkt der zweiten Untersuchung am 12. Juni 1962 blieb das Flußwasser in den oberen 20 m. Dabei zeigte sich die Hauptbelastung mit Ammonium direkt vor Arbon, offenbar als Folge eines der Hauptströmung entgegengerichteten Wirbels in der Arboner Bucht. Die Verdünnung war hier jedoch schon so weit fortgeschritten, daß Chloriderhöhungen nicht mehr wahrgenommen werden konnten. Lediglich Station 13 zeichnete sich in 10 m Tiefe durch hohen Nitrat- und Chloridgehalt aus. Da Ammonium und Phosphat nicht gleichzeitig zunahmen, muß es sich jedoch nicht unbedingt um Flußwasser gehandelt haben. Wahrscheinlich beruhte der hohe Ammonium-N-Gehalt an der Oberfläche auf Stauung von Flußwasser in der Bucht.

b) Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente (Abb. 22)

Die Steinach gehört, zusammen mit dem Leiblach-Kanal, der Schussen und der Dornbirner Aach, zu den am stärksten verschmutzten Bodenseezuflüssen.

Im Mündungsabschnitt der Steinach fehlen oligosaprobe Formen völlig; nur Vertreter der polysaprobe Stufe finden optimale Lebensbedingungen. Von Oscillatorien dicht überzogene Steine und häufiges Sphaerotilustreiben kennzeichnen dieses Gewässer bereits nach dem äußeren Bild. Vergleicht man die Tubificiden-Besiedlung im Mündungsgebiet der Steinach mit jener der Goldach (mit nahezu doppelter Wasserführung), so wird deutlich, wie intensiv die Abwasserlast der kleinen Steinach die Sedimente zu verunreinigen vermag. Auch die Steinach sedimentiert ihre Schmutzstoffe hauptsächlich in Verlängerung des Flußlaufes, aber in einer Breite von mindestens 500 m und bis mindestens 600 m seewärts. In 20 m Tiefe kommt es in den Sedimenten stellenweise zu bedeutenden Schmutzstoffanreicherungen (mit bis zu 28 000 bis 31 000 Tubificiden/m²).

11. Das Mündungsgebiet der Salmsach (Abb. 23, 24)

Mittelwasserführung: 0,3 m³/sec

a) Zur chemischen Belastung des Wassers (Abb. 23)

Die gesamte Bucht vor Romanshorn wies am 26. März 1962 in Bodennähe erhöhte Mengen an Ammonium und Phosphat auf. Nur östlich der Mündungen von Salmsach und Luxburger Ach fehlten die höheren Ammoniumkonzentrationen. Hier darf eine nördlich gerichtete Abflußrichtung angenommen werden.

Tabelle 9

		N aus			P aus
		NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
März	Mündungsgebiet	40	0	600	9
	Luxburger Ach	2040	46	2230	480
	Salmsach	4950	80	1590	710
August	Mündungsgebiet 0 m	20	6	230	1
	Luxburger Ach	70	9	60	509
	Salmsach	80	35	70	662

Gegenüber der ersten Untersuchung war die Bucht am 14. August 1962 kaum belastet (siehe Tab. 9). Aus den niedrigen Nitratwerten kann nicht unbedingt auf Flußwasser geschlossen

werden, da wiederum die anderen Verbindungen nicht zugenommen hatten. An einigen Stellen besonders niedrige Chloridwerte (1,5 mg/l) in 10 bis 20 m Tiefe sind vielleicht auf die Verdünnung mit Rheinwasser zurückzuführen.

b) Zum biologischen Gütebild des Zuflusses und der Seesedimente (Abb. 24)

Die Salmsach ist nach der Wassergüte etwa zwischen Rotach und Stockacher Aach einzuordnen. Sie ist besonders im Frühjahr und Frühsommer stärker verschmutzt.

Nach dem biologischen Gütebild sind die Sedimente des Bodensees von der Salmsach nur sehr wenig beeinflusst. Die allochthonen Schmutzstoffe werden bereits in einem Umkreis von 200 m abgesetzt. Auch durch das Hafengebiet von Romanshorn ergeben sich kaum Änderungen im Gütegrad der Sedimente. Die Zunahme der Tubificiden im S-Teil der Bucht ist durch Abwasserzufuhr aus der Luxburger Ach bedingt.

III. Uferzonen und Buchten außerhalb der Mündungsgebiete der Zuflüsse

1. Die Uferzone vor Langenargen (Abb. 25)

a) Zur chemischen Belastung des Wassers

Einen Einfluß auf das Ufergebiet vor Langenargen üben neben der Argen auch die örtlichen Abwassereinleitungen und, bei westlichen Winden, auch die Schussen aus. In diesen Fällen kann verhältnismäßig konzentriertes Schussenwasser bis in die Bucht bei Schloß Montfort gelangen. So wurden am 8. August 1963 bei Weststurm Proben mit 30 % Flußwasser entnommen. Da die Schussen einen hohen Schwebstoffgehalt besitzt (bis 100 mg/l), werden vor Langenargen auch große Mengen Schlamm sedimentiert.

b) Zum biologischen Gütebild der Seesedimente (Abb. 25)

Die Verschmutzung des Seebodens hat vor Langenargen in den letzten Jahren erhebliche Ausmaße angenommen. So finden sich in der überfluteten Zone bis zu mehr als 60 m Tiefe an keiner Stelle Sedimente, in denen sich Organismen der Güteklassen II oder gar I in größerer Zahl entwickeln können. Die Tubificiden erreichen nicht selten (*Limnodrilus* in 5 bis 15 m Wassertiefe, *Tubifex tubifex* unterhalb der 30-m-Tiefenlinie) mehr als 5000, im Maximum bis 12 200 Individuen/m².

Entsprechend dem Ansteigen der Tubificidenpopulationen nimmt die Verschmutzung in den Sedimenten der Halde deutlich in östlicher Richtung zu. Von dort kommen die organisch-fäulnisfähigen Substanzen aus Argen (siehe Abb. 11) und Argenkanal, die zunächst im Mündungsgebiet eine ständige Umlagerung erfahren und schließlich in westlicher Richtung weitertransportiert werden. Nordwestlich vom untersuchten Strandgebiet schließen sich die von der Schussen belasteten Sedimente (Abb. 13) an.

Auf der Uferbank vor Langenargen entwickeln sich in Wassertiefen bis zu 4 bis 6 m während der Sommermonate ungewöhnlich dichte und mit Algen bezogene Laichkrautbestände (besonders von *Potamogeton pectinatus*), die während des Emporwachsens neue Sedimentationsräume schaffen. In diesen können sich die aus den Zuflüssen stammenden Sinkstoffe anreichern. Der Zerfall der Vegetation im Spätsommer und im Frühherbst setzt große Mengen an nicht abgebauten Stoffen frei, die in beträchtlichem Umfang auf der Uferbank zur Ablagerung kommen. Sie werden infolge der sinkenden Wassertemperaturen nicht mehr voll zersetzt, weshalb die Sedimente des Seebodens ständig überlastet bleiben.

Die stark belastete Uferzone vor Langenargen zeigt, daß durch Abwasserzuflüsse auch Ufergebiete intensiv beeinflußt werden können, die mehr als 1 km vom Mündungsgebiet dieser Zuflüsse entfernt liegen.

2. Die Rorschacher Bucht (Abb. 26)

a) *Chemische Belastung des Wassers* (siehe Mündungsgebiet der Goldach)

b) *Zum biologischen Gütebild der Seesedimente* (Abb. 26)

Im Sediment der Rorschacher Bucht treten Organismen der β -mesosaprobe Stufe nur vereinzelt und nur als Begleitformen auf. Im übrigen beherrschen – soweit vorhanden – Leitformen der α - und der polysaprobe Stufe und damit der Güteklassen III und IV das Bild.

Im Gegensatz zum biologischen Aspekt solcher Sedimente finden wir in dem untersuchten Abschnitt (Fläche = 1,3 km²) jedoch ungewöhnliche Verhältnisse. Während es im Bereich des übrigen Bodenseeufers an den Stellen stärkster Verschmutzung zu entsprechender Massenentwicklung von Tubificiden kommt, zeigen diese hier ein ganz unterschiedliches Verteilungsbild. Trotz ansteigendem Verschmutzungsgrad nimmt die Organismenzahl stellenweise deutlich ab. Dies gilt besonders für den Westteil der Bucht, wo an drei Entnahmestellen eine fast völlige Verödung festgestellt wurde.

Die Ursache dieses Verteilungsbildes kann nur in Vergiftungswirkungen gesucht werden. An den hiervon besonders beeinflußten Stellen ist die Sedimentgrenzschicht mit Öl- und Teerstoffen angereichert. Nur vereinzelt kommt es zur Faulschlammentwicklung. Im Westteil der Bucht ist der biologische Abbau der Schmutzstoffe im Sediment in Tiefen von 40 bis 70 m bereits weitgehend gehemmt.

Da die Strömungen in Ufernähe häufig ostwärts verlaufen und ein nördlich der Bucht weit in den See vorgeschobener unterseeischer Landrücken den Austausch zwischen dem freien Wasser und den Tiefenbezirken der Rorschacher Bucht verhindert, wird die Verschmutzung der Sedimente erheblich verstärkt.

Bei Beibehaltung der gegenwärtigen Abwasserzufuhr bleiben die Sedimente stellenweise mit Gift- und Schmutzstoffen so überlastet, daß eine Wiederbesiedlung durch die für den biologischen Abbau wichtigen Organismen nicht mehr möglich ist.

3. Die Bregenzer Bucht (Abb. 27)

a) *Zur chemischen Belastung des Wassers*

In der Bregenzer Bucht wurden während der Sommerstagnation am 4. Juli 1962 Proben entnommen. Die Stationen waren gleichmäßig über die gesamte Bucht verteilt. Außerdem wurden die drei Zuflüsse Leiblach, Leiblach-Kanal und Ruggbach untersucht (Tab. 10).

Tabelle 10

		N aus			P aus
		NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
Mündungsgebiet	0 m	40	7	310	0
Mündungsgebiet ab	30 m	10	1	610	8
Leiblach		170	37	580	12
Leiblach-Kanal		580	40	810	134
Ruggbach		40	5	550	62

In der Bucht gab es verstreut einige Stellen mit wenig erhöhten Nährstoffkonzentrationen. Besonders im Ammonium-Gehalt wurden vor Mehrerau und Lindau höhere Werte festgestellt, die mehr auf kleinere Abwassereinleitungen als auf die genannten Zuflüsse zurückzuführen sind. Da an einigen Stationen gleichzeitig niedrige Chloridwerte gemessen wurden, ist es möglich, daß zu diesem Zeitpunkt auch Rheinwasser oder Wasser der Bregenzer Ach in die Bucht gelangte.

b) Zum biologischen Gütebild der Seesedimente (Abb. 27)

Die litoralen Sedimente vor Bregenz sind entsprechend ihrer Tubificidenbesiedlung noch nicht so stark belastet wie die vor Langenargen. Das zeigt sich vor allem im Überwiegen der anspruchsvolleren Limnodrilusarten über *Tubifex tubifex*. Zudem erreicht *Tubifex* im Untersuchungsgebiet im Maximum nur bis 2500 Individuen/m², während von den Limnodrilusarten bis zu 6600 Tiere/m² gezählt werden konnten. Doch liegen die Verbreitungsmaxima der Limnodrilusarten unmittelbar um das Hafengebiet und in der Nähe einiger nördlich davon gelegener Abwassereinleitungen. Erst im Zentrum der Bucht (Abb. 35), etwa 2 bis 3 km vom Stadtgebiet entfernt, nimmt auch die Entwicklung von *Tubifex tubifex* stark zu.

Aus dem Verteilungsbild der Tubificiden kann geschlossen werden, daß die Sinkstoffe der Abwässer nur an wenigen Stellen der Uferbank und oberen Halde in größerem Umfang sedimentiert werden, im wesentlichen aber in weitem Abstand vom Ufer im Zentrum der Bucht zur Ablagerung kommen.

4. Die Uferzone vor Lindau-Zech (Abb. 28)

Biologisches Gütebild der Seesedimente

Im Gebiet Lindau-Zech ist in der Uferzone die aus der Leiblach stammende Belastung noch deutlich erkennbar. Bemerkenswert sind die relativ hohen Populationsdichten der Limnodrilusarten im nahen Uferbereich (Zuläufe von häuslichen Abwässern). Im Sedimentationsraum der Halde nimmt die Belastung mit zunehmender Entfernung von der Leiblachmündung erheblich ab und erreicht kaum die 50-m-Tiefenlinie.

5. Die Uferzone vor Arbon (Abb. 29)

Biologisches Gütebild der Seesedimente

Das biologische Gütebild zeigt vor Arbon die für das Schweizer Ufer zwischen Arbon und Kreuzlingen typischen Verhältnisse. Die Belastungen aus den Abwässern der Stadt Arbon machen sich in den Seesedimenten nur wenig bemerkbar. Die Individuendichte der Tubificidenpopulationen bleibt fast überall unter 200 Tieren/m². Nur im unmittelbaren Hafengebiet steigt sie deutlich an. In Wassertiefen von 40 bis 70 m ist nach den biologischen Befunden eine Belastung der Sedimente nicht mehr nachweisbar.

6. Die Uferzone vor Wasserburg (Abb. 30)

Biologisches Gütebild der Seesedimente

Nach dem Bild der Tubificidenbiozönosen sind die Sedimente im Untersuchungsgebiet nur schwach belastet. Lediglich an einer Stelle in der Nähe des Hafens zeigen diese Tiere eine stärkere Belastung an.

Das Gütebild in der Uferzone vor Wasserburg ist charakteristisch für die gesamte Uferstrecke zwischen Lindau und Nonnenhorn.

7. Der Konstanzer Trichter (Abb. 31)

a) Zur chemischen Belastung des Wassers

Die Konstanzer Bucht wurde am 27. Februar und am 29. August 1962 untersucht. Dabei wurden nur einige, nicht miteinander in Zusammenhang stehende, schwache Erhöhungen des Ammoniumgehaltes festgestellt. Ein kleiner Bach übte lediglich im Februar und nur auf die unmittelbare Nähe (Seetafel 35) durch Erhöhung der Nitrat- und Ammoniumwerte einen Einfluß aus.

Tabelle 11

		N aus			P aus
		NH ₄ γ/l	NO ₂ γ/l	NO ₃ γ/l	PO ₄ γ/l
Februar					
	Mündungsgebiet	10	0	630	10
	Bach	330	13	4130	146
August					
	Mündungsgebiet 0 m	10	8	310	0
	Mündungsgebiet ab 30 m	10	0	670	3
	Bach	111	55	1075	120

b) Zum biologischen Gütebild der Seesedimente (Abb. 31)

Im Gebiet des Konstanzer Trichters ist eine sehr geringe Tubificidenbesiedlung in den Seesedimenten feststellbar. Die Bodenbiozösen täuschen hier ein günstigeres Bild über den Verschmutzungsgrad der Sedimente vor, als den wirklichen Verhältnissen entspricht. Dies ist auf die stärkeren Wasserströmungen auch im unmittelbaren Bereich der Sedimentgrenzschicht zum freien Wasser zurückzuführen.

Die Sedimente im Konstanzer Trichter gehören nach den Untersuchungsbefunden etwa der Güteklasse II beziehungsweise II bis III an. Eine differenzierte biologische Analyse ist bei dem gegenwärtigen Stand der Untersuchungstechnik noch nicht möglich.

8. Die Uferzone vor Meersburg (Abb. 32)

Biologisches Gütebild der Seesedimente

Das biologische Gütebild ähnelt jenem von Überlingen (siehe Abb. 33), doch ist an einer Stelle eine sehr intensive Verschmutzung durch Abwassereinleitungen feststellbar. Die Sedimente zeigen allgemein eine etwas stärkere Nährstoffanreicherung an als vor Überlingen.

9. Die Uferzone vor Überlingen (Abb. 33)

Biologisches Gütebild der Seesedimente

Infolge des steil abfallenden Ufers wird die Schwebstoff-Fracht von Abwassereinläufen über große Gebiete des Seebodens verteilt. Daher kommt es im Untersuchungsgebiet nur an vereinzelten Stellen zu so starken Nährstoffanreicherungen, daß die Tubificiden ausreichend Lebensmöglichkeiten finden.

Die von Abwassereinleitungen ausgehenden Belastungen bleiben im Überlinger See-Teil im Bereich der Steilufer bislang allgemein gering.

D. Die Wirkungen der belasteten Sedimente auf die Wasserbeschaffenheit

Die von den verschmutzten Seesedimenten in das Freiwasser gehenden Wirkungen bleiben zur Zeit noch weitgehend auf die Uferzone beschränkt. Doch sind sie hier bereits deutlich zu erkennen.

Die im tieferen Bereich der Uferbank und auf der oberen Halde abgelagerten Schmutzstoffe werden bei starken Stürmen von der Wasserbewegung erfaßt und aus den Sedimenten ausgewaschen oder mit diesen oft über weite Strecken, meist uferwärts, verfrachtet (zum Beispiel vor der Rotach- und Schussenmündung), wobei das Freiwasser des Litorals extrem verunreinigt werden kann. Mit dem Nachlassen der Windwirkungen gelangen die nicht oder nur zum Teil aufgearbeiteten Sinkstoffe zur Ablagerung und führen so auch an den nicht unmittelbar von Abwassereinleitungen betroffenen Uferstellen zur Anreicherung der Sedimente mit Faulstoffen (Sekundärbelastung).

Andererseits können Schmutz- und Nährstoffe unter bestimmten Bedingungen durch Strömungen oder Methangasbildung aus der Kontaktzone der Sedimente an die Oberfläche und unter Umständen weit in Reinwassergebiete gelangen, so daß eine Trinkwasserentnahme gefährdet wird. Dies gilt auch für die Verbreitung von Flußwasser (siehe Mündungsgebiet Stockacher Aach Seite 16).

Die primär oder sekundär belasteten Sedimente schaffen im Bereich der Uferbank bis zu 5 m Tiefe einen für die Makrophytenvegetation hervorragend geeigneten Wurzelraum. So entwickeln sich im Bodenseelitoral parallel mit der zunehmenden Verschmutzung ausgedehnte Laichkrautbestände. Vor den Flußmündungen, den Abwassereinleitungen, in den großen Buchten und den sekundär verschmutzten Strandzonen breiten sich mächtige Makrophytenbestände aus, die sich allein vor dem deutschen Ufer, mit geringen Unterbrechungen, in einem 45 km langen und 100 bis 600 m breiten Band erstrecken. In den emporwachsenden Beständen kommen die von den Wasserströmungen verfrachteten Sinkstoffe vermehrt zur Anreicherung und führen hier zu entsprechenden Faulprozessen.

Beim Zerfall der Laichkräuter bilden sich bedeutende Blaualgenwatten, die zusammen mit den abgestorbenen Pflanzenresten weite Strecken des ufernahen Wassers verunreinigen und mit dem sinkenden Seespiegel schließlich zum großen Teil in der trockengefallenen Strandzone zur Ablagerung kommen.

Neben diesen unmittelbar erkennbaren Wirkungen spielen sich im Bereich der Sedimentgrenzschicht Stoffaustauschvorgänge ab, durch die Nährstoffe freigesetzt werden. Diese Vorgänge haben, zumindest an Stellen hoher Nährstoffanreicherung, Anteil an der zunehmenden Eutrophierung des Seeufers und der Buchten.

Die in den Sedimenten potentiell gelagerten Schmutz- und Nahrungsmengen werden von den Tubificiden und anderen Organismen zumindest aus Sedimentschichten bis zu 15 cm Mächtigkeit nutzbar gemacht. Bei der hohen Individuendichte dieser Tiergesellschaften in stark verschmutzten Sedimenten (60 000 bis 120 000 Individuen/m²) spielen sich hier intensive Stoffumsätze ab. So vermögen diese Tiere, nach bisher vorliegenden Untersuchungen, bei entsprechender Dichte in 2 bis 3 Wochen soviel Sediment den Darm passieren zu lassen, daß der ursprünglichen Sedimentschicht schließlich eine 1 bis 3 cm dicke Sedimentdecke anderer physikalischer Struktur und chemischer Beschaffenheit aufliegt.

Hand in Hand mit diesen durch biologische Vorgänge induzierten Umwandlungen der Sedimente laufen in den Grenzschichten und den Mikrozonon der Kleinlebensräume verwickelte chemische Prozesse ab, die nicht ohne Wirkung auf das Freiwasser bleiben.

Die starke Eutrophierung der gesamten Bregenzer Bucht und verschiedener eng begrenzter Uferbereiche wird erst verständlich, wenn wir annehmen, daß von den Sedimenten ständige biologisch wirksame Stofflieferungen in das Freiwasser erfolgen. Über Art und Umfang dieser Stoffaustauschvorgänge können jedoch nur weitere Untersuchungen Aufschluß geben.

Die von der allochthonen Verschmutzung betroffenen und durch die Tubificidenbesiedlung eindeutig gekennzeichneten Sedimente nehmen am Bodensee-Obersee zur Zeit bereits eine Fläche von mehr als 40 km² ein (siehe Abb. 35). Sie schieben sich, wie der Vergleich mit früheren eigenen und anderen Untersuchungen zeigte, gleichlaufend mit der fortschreitenden Abwasserzufuhr zunehmend seewärts vor.

Damit werden auch die für die Trinkwasserentnahme geeigneten Gebiete mehr und mehr eingeengt.

E. Besprechung besonderer Untersuchungsergebnisse

a) Zur chemischen Belastung des Wassers

Während der Vollzirkulation werden die belasteten Wässer meistens direkt dem offenen See zugeführt und relativ rasch vermischt und verdünnt. In der Stagnationsperiode hingegen schichten sich die meisten Zuflüsse in den oberen 30 m ein. Sie haben damit eine geringere Abfluß- und Verdünnungsmöglichkeit und stauen sich als Mischwasser vor den Mündungen. Die belastete Fläche ist um so ausgedehnter, je abgeschlossener ein Mündungsgebiet ist und je schwächer hier die austauschenden Strömungen sind. Weiteres Flußwasser tritt ständig in das Mischwasser ein, und die Wasserkörper werden je nach Wetterverhältnissen in wechselnden Richtungen bewegt. Man darf daher nicht alle von der Seequalität abweichenden Konzentrationen einer unmittelbaren Belastung zuordnen. Um den momentanen Weg des Einleiters verfolgen zu können, ist die weitere Abgrenzung von frischem, noch wenig verdünnten Ab- oder Flußwasser von einer allgemeinen und großflächigen Verunreinigung eines Mündungsgebietes notwendig. Beispielsweise erzeugen die Abwässer von Langenargen, unter Umständen vermischt mit Argen-, Rhein- und älterem Schussenwasser, häufig von vornherein schon eine deutliche Belastung der Wasserqualität im Schussenmündungsgebiet.

Am nachhaltigsten scheinen die Mündungsgebiete durch starke Ammonium-Einleitungen beeinflusst zu werden, ohne dabei einen Jahresrhythmus erkennen zu lassen. Die allgemeine Belastung der Arboner Bucht (60 γ /l) am 12. 6. 1962 an der Oberfläche läßt sich durch den hohen Ammonium-Gehalt der Steinach (12 mg/l) erklären. Im Mündungsgebiet des Neuen Rheins wurde am 20. 2. 1962 der Ammonium-Gehalt (50 γ /l) durch die Zufuhr aus Dornbirner Ach, Bregenzer Ach, dem Neuen Rhein und den Harder Gewässern beeinflusst. Diese Zuflüsse haben zusammen auch zu dieser Jahreszeit noch eine hohe Wasserführung mit stärkeren Konzentrationen als im Sommer. Mit jeweils 40 γ /l Ammonium-N waren auch das Schussengebiet am 5. 3. 1962, die Bucht von Romanshorn am 26. 3. 1962, das Mündungsgebiet des Alten Rheins am 7. 5. 1962, die Bregenzer Bucht am 4. 7. 1962 und die Rorschacher Bucht am 11. 7. 1962 noch relativ stark belastet. Sowohl während der Zirkulations- als auch während der Stagnationsperiode war eine deutliche Abhängigkeit des Ammoniums von assimilatorischen Einflüssen nicht klar erkennbar.

Anders verhält sich das Nitrit-Ion: geringe Konzentrationen während der Zirkulation, dagegen während der Stagnation zunehmende im Epilimnion und niedrigbleibende im Hypolimnion. Da das Nitrit-Ion als Zwischenprodukt in der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat und umgekehrt aufzufassen ist, zeigen hohe NO₂-Konzentrationen auch eine hohe Umsetzungsintensität an. Diese ist um so größer, je höher die Temperaturen liegen. Während der Zirkulationszeit fielen größere Nitritmengen im Schussengebiet (5. 3. 1962) mit 3 γ /l und in der

Friedrichshafener Bucht (29. 1. 1962) mit 4 γ/l auf. Im freien See wurden zu dieser Jahreszeit etwa 0–2 γ/l gefunden.

Die größten chemischen Umsetzungen während der Stagnation vollzogen sich ebenfalls im Schussengebiet (18. 7. 1963) und im Mündungsgebiet der Goldach (11. 7. 1962) mit 15 beziehungsweise 11 γ/l . In beiden Fällen wurden auch im Hypolimnion Proben mit Konzentrationen von 4 beziehungsweise 6 γ/l entnommen.

Sehr klar prägten sich die jahreszeitlichen Veränderungen im Nitratgehalt aus. Während der Vollzirkulation wurden in den untersuchten Gebieten 600 bis 700 γ/l durchschnittlich festgestellt. In dieser Größenordnung bewegen sich auch die Werte für den offenen See. Bei Bildung der Sprungschicht sinken die Nitratkonzentrationen im Epilimnion stark ab. Als Gründe hierfür kommen Assimilation durch Phytoplankton, Verdünnung mit Rheinwasser und Denitrifikation in Frage. In den untersuchten Mündungsgebieten und Buchten lagen die geringsten Mengen an der Oberfläche noch über 200 γ/l . Der Tiefststand wurde etwa im August erreicht.

Verhältnismäßig hohe Werte um 710 γ/l wurden am 29. 1. 1962 in der Friedrichshafener Bucht gefunden. Möglicherweise waren diese durch Einmischung von gestautem Rotachwasser bedingt.

Ebenfalls für diese Jahreszeit hoch lag die Nitratkonzentration in der Arboner Bucht am 12. 6. 1962 mit 440 γ/l N an der Oberfläche. Wie beim Ammonium wird die einmündende Steinach zur Erhöhung der Nitratwerte beigetragen haben.

Bei beiden Untersuchungen in der Bucht vor Romanshorn (26. 3. und 14. 8. 1962) ergaben sich im Mittel für die Jahreszeit besonders niedrige Nitrat-N-Werte: Im März während der Vollzirkulation 600 γ/l und im August während der Stagnation 230 γ/l an der Oberfläche. Da im März Luxburger Ach und Salmsach wesentlich höhere Nitrat-Konzentrationen hatten als sie im See auftreten, kommen als Ursache die Zuflüsse nicht in Betracht. Auch durch Verdünnung mit Rheinwasser läßt sich der Befund nicht ohne weiteres klären. Da die niedrigen Werte aber meistens an der Oberfläche lagen, kommt vorwiegend Assimilation in Betracht, die durch gute Durchlichtung der flachen Bucht gefördert wird.

Im August dagegen war das Zusammenwirken von Assimilation, Vermischung des Epilimnions mit Rhein und niedrig konzentriertem Flußwasser aus Salmsach und Luxburger Ach denkbar. Die während der Zirkulationsperiode in den untersuchten Gebieten gefundenen Phosphatmengen von 9 γ/l P entsprechen ebenfalls denen des freien Sees. In der Konstanzer Bucht lagen am 27. 2. 1962 alle Werte im Durchschnitt etwas höher (10 γ/l Phosphat-P). Ob diesem Befund eine besondere Bedeutung zukommt, können nur wiederholte spezielle Untersuchungen zeigen.

Auch nach Beginn der Stagnation können noch hohe Werte auftreten. Die hohen Phosphatwerte vor der Argenmündung am 11. 4. 1962 und vor der Mündung des Alten Rheins am 7. 5. 1962 (Tab. 3 und Abb. 9) waren sicher auf fremdes Fluß- oder Abwasser zurückzuführen. Vor der Argenmündung könnten die höheren Werte durch Vermischung mit Rheinwasser bedingt sein, welches mit der Strömung am Nordufer des Sees transportiert worden ist. Die Analyse der übrigen Verbindungen lieferte allerdings keinen weiteren Anhalt hierfür. Von der Argen konnte der höhere Phosphatgehalt deswegen nicht stammen, weil deren Phosphatgehalt zur Zeit der Untersuchung bei weitem unter dem des Mündungsgebietes lag. Vor der Mündung des Alten Rheins traten an einigen Stationen ebenfalls höhere Konzentrationen (bis 47 γ) in 50 m Tiefe auf. Auch hier stammten wahrscheinlich diese Erhöhungen nicht aus dem Fluß selbst, weil dessen Gehalt deutlich niedriger war. Auf Grund der hier herrschenden Strömungsverhältnisse ist die Ursache der Belastung in der Rorschacher Bucht zu suchen. In diesem Gebiet wurden bei der Untersuchung im Juli noch 2 γ/l P an der Oberfläche, offenbar als Folge von Zufuhr aus Goldach und anderen Einleitungen, festgestellt. Dagegen konnte vergleichsweise in der Arboner Bucht am 12. 6. 1962, in der Friedrichshafener Bucht am 27. 6. 1962, in der Bregenzer Bucht am 4. 6. 1962, in der Bucht vor dem Neuen Rhein am 22. 8. 1962 und in der Konstanzer Bucht am 29. 8. 1962 kein Phosphat mehr an der Ober-

fläche nachgewiesen werden. Vor Romanshorn wurde am 14. 8. 1962 im Durchschnitt 1 γ /l festgestellt. Während des Sommers hält also allgemein auch in den Mündungsgebieten und Buchten die P-Assimilation durch Phytoplankton zumindest an der Oberfläche mit der Zufuhr Schritt.

Von den anderen untersuchten Faktoren konnte zum Nachweis von Flußwasser lediglich das Chlorid herangezogen werden. Die übrigen scheiden infolge der zu geringen Unterschiede von Fluß- und Seewasser und wegen der unempfindlichen Analyse (s. S. 4) aus.

b) Zum biologischen Gütebild der Seesedimente

Wie die Einzeluntersuchungen ergaben, kann in vielen Fällen aus der Wassergüte des Vorfluters nicht auf die von diesem bewirkte Verschmutzung der Seesedimente geschlossen werden. Unter Umständen vermögen oligosaprobe bis β -mesosaprobe Fließgewässer (zum Beispiel Bregenzer Ach, Neuer Rhein) die Sedimente ihres Mündungsgebietes stärker zu belasten als polysaprobe (zum Beispiel Schussen). Stärke und Umfang der Belastung werden nicht nur von der Wassergüte des Vorfluters bestimmt, sondern auch von den Aufarbeitungsbedingungen, die wiederum von der Morphologie der Uferzone abhängen sowie von der absoluten Wasserführung und Schwebstoff-Fracht des Zuflusses.

1. Die Belastung der Seesedimente in Abhängigkeit von der Morphologie der Uferzone

Im Bereich der *Argenmündung* ist die Uferbank nur sehr schwach ausgebildet, die Halde bricht steil ab und geht unmittelbar in große Seetiefen über (siehe Abb. 34). Die Argen steht mit 18,6 m^3/sec in der Wasserführung nach Neuem Rhein, Bregenzer Ach und Altem Rhein an vierter Stelle. Entsprechend ihrer Wassergüte (siehe S. 12), den häufigen Hochwasserspitzen sowie der zeitweise starken Geschiebe- und Schwebstoffführung gelangen absolut erhebliche Schmutzstoffmengen in den See. Der vom Fluß transportierte Ditritus sowie die an die Schwebstoffe adsorbierten Nährstoffe geraten an der Halde, die in 300 Meter Abstand vom Ufer bereits auf über 100 Meter Tiefe abfällt, unmittelbar in große Wassertiefen und werden dort auf verhältnismäßig engem Raum konzentriert. Infolge der im Profundal herrschenden tiefen Wassertemperaturen und dem Fehlen stärkerer Wasserbewegungen wird die Aufarbeitung der Schmutzstoffe stark verzögert. So kann der Abbau der Zufuhr nicht folgen. Das Ergebnis ist eine ungewöhnlich starke Belastung der Sedimente.

Wegen der außerordentlich günstigen Ernährungsbedingungen bleibt die Tubificidenbesiedlung in den verschmutzten Seesedimenten auf einer Fläche von mehr als 1 km^2 kaum unter 20 000 Individuen/ m^2 , ja stellenweise steigt sie auf 80 000 bis 114 000 Tiere/ m^2 an (siehe Abbildung 11).

Ein ganz anderes Uferprofil weist das Gebiet vor der *Schussenmündung* auf (Abb. 13, 34). Hier schiebt sich eine weiträumige und mehr als 2 km^2 große, sehr flache Uferbank bis nahezu 1000 m in den See hinaus.

Die Schussen, nach dem Leiblach-Kanal (S. 14) und der Steinach (S. 19) der am stärksten belastete Zufluß am Bodensee, liefert im Durchschnitt 10,5 m^3/sec extrem verschmutztes Wasser in den See. Aber die bedeutenden Sinkstoffmengen (mehr als 150 000 m^3/Jahr) werden im Mündungsgebiet über große Sedimentflächen verteilt und unterliegen auf der flachen, dem Windangriff besonders zugänglichen Uferbank einer intensiven Aufarbeitung. Die starke Erwärmung des Wassers während der Sommermonate, die gute Durchmischung desselben und die damit gewährleistete rasche Nachlieferung von Sauerstoff sowie die ständigen Umlagerungen der Sedimente in der Grenzzone zum freien Wasserkörper schaffen ungemein günstige Bedingungen für den Abbau der organisch-fäulnisfähigen Substanzen.

Das Ergebnis dieser Vorgänge spiegelt sich deutlich in den Biozönosen der Sedimente wider. Obgleich die Schussen mit sehr starker Belastung in den See eintritt, treffen wir in den Seesedimenten der Uferbank überwiegend Limnodrilusarten in geringer Zahl an. Erst am Übergang zur Halde nimmt deren Individuendichte zu (2000 bis 8000 Tiere/m³), und es schiebt sich mehr und mehr Tubifex tubifex in die Populationen ein, wobei wir die höchsten Individuenzahlen (bis 23 000 Tiere/m³) etwa in Verlängerung des Flußlaufes in 20 bis 25 Meter Tiefe finden. Am oberen Rand der Halde kommt es also in einer relativ schmalen Zone zu stärkerer Ablagerung allochthoner Schmutzstoffe.

Die Beispiele Schussen und Argen zeigen, wie sehr die von der Abwasserlast der Zuflüsse bedingten Wirkungen durch die morphologischen Gegebenheiten des Seebeckens abgewandelt werden. Nach diesen beiden, von der Natur geradezu klassisch ausgeprägten Modellfällen, läßt sich das von der Morphologie des Ufers beeinflusste Geschehen im Mündungsgebiet der übrigen Zuflüsse weitgehend beurteilen. So ist zum Beispiel auch das relativ günstige Gütebild der Sedimente in der Friedrichshafener Bucht (siehe S. 17, Abb. 18) auf die dort in ähnlicher Weise ablaufenden Prozesse zurückzuführen, wie auf der Schussenbank.

Im Mündungsgebiet der übrigen Zuflüsse ist die Uferbank weitaus schwächer entwickelt, so daß die organische Drift mehr oder minder unmittelbar in die Halde sedimentieren kann, wengleich in keinem Fall mehr so extreme Bedingungen wie vor der Argen (Neigungswinkel der Uferhalde etwa 17°) erreicht werden.

Von Bedeutung für die Aufarbeitungsintensität ist die Ausdehnung der Uferbank und der oberen Halde bis zu etwa 30 Meter Wassertiefe. In größeren Wassertiefen nehmen Temperatur, Wasserbewegung und Sauerstoffnachlieferung rasch ab und vermindern gleichsinnig die Abbaugeschwindigkeit.

Je geringer die Uferbank und je steiler die Halde entwickelt ist, um so mehr werden die Sedimente im Mündungsgebiet des Vorfluters belastet; andererseits können, wie die Beispiele Schussen und Rotach zeigen, die Wirkungen stark belasteter Zuflüsse bei umgekehrten Verhältnissen stark abgeschwächt werden.

2. Die Bedeutung der absoluten Schwebstoff-Fracht der Vorfluter

Neben den vorgenannten Faktoren ist zur Beurteilung der Wirkung des Vorfluters auf die Belastung der Seesedimente im Mündungsgebiet auch dessen absolute Schwebstoffführung zu berücksichtigen. Das sei an zwei markanten Beispielen aufgezeigt.

Die *Bregenzer Ach* (Abb. 8) weist von allen Bodenseezuflüssen die beste Wassergüte auf (S. 10). Durch die relativ geringen Konzentrationen an organisch-fäulnisfähigen Substanzen belastet sie das freie Wasser des Bodensees nicht, ja sie wirkt auf diesen angesichts dessen fortgeschrittenen Trophiegrades sogar verdünnend. Um so mehr überrascht es, daß die Sedimente im Mündungsgebiet der Ach außergewöhnlich stark mit Sinkstoffen angereichert sind, so daß wir hier die stärkste Tubifex tubifex-Besiedlung im Bodensee finden (bis 125 000 Tiere/m³). Trotz der geringen Verunreinigung dieses Alpenflusses gelangen aber bei dessen hoher Wasserführung (48,8 m³/sec) absolut große Mengen an absetzbaren Stoffen in den See und führen hier besonders in größeren Wassertiefen zu bedeutenden Verschmutzungen des Seebodens. In welchem Umfange Dornbirner Ach und Neuer Rhein hieran mitbeteiligt sind, muß noch untersucht werden.

Ein weiteres Beispiel liefert der *Neue Rhein* (Abb. 7, 35). Trotz seines geringen Verschmutzungsgrades werden die vorgelagerten Sedimente über ein Gebiet von 7 km² so stark mit Faulstoffen angereichert, daß sich in diesen ausgesprochene Tubificidengesellschaften einstellen. Den Hauptteil an dieser weiträumigen „Verschmutzung“ trägt der Alpenrhein (mitbeteiligt sind noch Bregenzer und Dornbirner Ach), der im Jahr etwa 3,8 Millionen m³ Schwebstoffe, allerdings meistens anorganischer Herkunft, in den Bodensee verfrachtet. So werden mit diesen trotz der relativ günstigen Wassergüte erhebliche Mengen von organischer Substanz

auf engem Raum konzentriert und verursachen in den Sedimenten starke Fäulnisprozesse mit allen Folgeerscheinungen.

Die absolute Schwebstoff-Fracht des Vorfluters bestimmt somit wesentlich den Belastungsgrad der vorgelagerten Seesedimente. Mit steigender Wasserführung kann die Wassergüte nach dem biologischen und chemischen Befund zwar günstiger werden, doch bleibt die Menge der den Seesedimenten zugeführten Schmutzstoffe davon weitgehend unberührt (soweit sie in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit nicht sogar stärker ansteigt).

Neben der Wassergüte des Vorfluters sind also zur Beurteilung des Umfangs der von ihm auf die Sedimente wirkenden Belastungen absolute Schwebstoff-Fracht (oder Wasserführung) sowie morphologische und hydrographische Gegebenheiten des Mündungsgebietes mit zu berücksichtigen.

F. Zusammenfassung

1. Die Auswirkung der Schmutzstoffzufuhr auf das Wasser und die Sedimente des Litorals in Buchten, vor Städten und Flußmündungen wurde mit Hilfe chemischer und biologischer Methoden untersucht. Für die chemische Analyse wurden jeweils in einem Gebiet an ca. 15 Stationen Oberflächen- und Tiefenwasserproben entnommen und auf die „Dünge“-Stoffe Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat untersucht. Zur Bewertung wurden noch Temperatur, Sauerstoffkonzentration, Permanganat-Verbrauch, Leitfähigkeit, Chlorid-Gehalt und die Anteile an geformtem Stickstoff und Phosphor herangezogen. Die Untersuchungen brachten insgesamt etwa 6500 Messungen und Analysen.
2. Die chemische Belastung der Gebiete äußerte sich hauptsächlich durch höhere Ammonium- und Phosphatkonzentrationen, in wenigen Fällen auch der Nitrit- und Nitratwerte. Die Analyse der übrigen Substanzen brachte keine charakteristischen Unterschiede zwischen See und Untersuchungsgebiet.
3. Die Konzentrationsunterschiede innerhalb eines Untersuchungsgebietes waren unter Berücksichtigung der Schichtungsverhältnisse im Sommer gering, da die Einleitungen einer raschen Verdünnung mit Seewasser unterlagen. Unmittelbare Belastungen durch Einleiter traten nur in einzelnen Wasserproben auf.
4. Abgesehen von einzelnen stark belasteten Wasserproben ähnelte die Wasserqualität der Mündungsgebiete und Buchten im allgemeinen der des freien Sees. Daraus kann gefolgert werden, daß in chemischer Hinsicht die Verdünnung, unterstützt durch Aufarbeitung und Strömung, keine anhaltende größere Anreicherung von Nährstoffen zuläßt. Das schließt jedoch die Tatsache einer schleichenden Belastung nicht aus.
5. Mit Nährstoffen belastet waren zur Zeit der Untersuchung (unabhängig davon, ob die Belastung aus dem untersuchten Gebiet selbst stammte) folgende Stellen: Bregenzer Bucht (NH_4), Bucht von Romanshorn (NH_4), Bucht vor Neuem Rhein (NH_4), Friedrichshafener Bucht (NO_3), Argen-Mündungsgebiet (PO_4), Schussenmündungsgebiet (NH_4 , NO_2), Arboner Bucht (NH_4 , NH_3), Alter-Rhein-Mündungsgebiet (NH_4 , PO_4) und Rorschacher Bucht (NH_4 , NO_2 , PO_4).
6. Die übliche Methode der biologischen Güteanalyse lieferte für die gestellte Aufgabe keine ausreichenden Ergebnisse. Als spezifische Indikatoren für den Belastungsgrad der Sedimente erwiesen sich die Tubificiden. Sie sind im Bodensee-Obersee hervorragende Anzeiger für Sedimentationsräume allochthoner Stoffe.

7. Dichte, Artenzusammensetzung und Ausbreitung der Tubificidenpopulationen geben Auskunft über die Ausdehnung der Verschmutzungsherde und die Stärke ihrer Belastung. Die Tiefenverbreitung der Tubificidenarten und das Verhältnis der Limnodrilusarten zu Tubifex tubifex wird vom Umfang des Sinkstoffnachsches in die Seetiefe stark überprägt. Die Artenverteilung verschiebt sich mit zunehmender Belastung oder bei Anwesenheit toxischer Komponenten zugunsten von Tubifex tubifex.
8. Stärke und Umfang der Belastung der Seesedimente werden entscheidend von der absoluten Schmutzstoff-Fracht des Vorfluters sowie durch die von der Morphologie der Litoralzone beeinflussten Aufarbeitungsbedingungen im Absetzraum bestimmt. Aus der Wassergrüte des Vorfluters kann daher erst nach Kenntnis dieser Faktoren auf die Belastung der Seesedimente geschlossen werden.
9. Schwerpunkte der Belastung sind am Bodensee-Obersee die Buchten von Bregenz und Rorschach, die Uferzone vor Langenargen und vor allem die Mündungsgebiete der größeren Zuflüsse. Die von der Schmutzstoffzufuhr belasteten Sedimente nehmen im Obersee bereits eine Fläche von mehr als 40 km² ein. Sie schieben sich zunehmend weiter seewärts vor und erfassen mehr und mehr den gesamten Uferbereich.
10. Von den belasteten Sedimenten gehen vielfältige Wirkungen auf das Freiwasser des Litorals aus. Die stellenweise starke Anreicherung der Sedimente mit organisch-fäulnisfähigen Substanzen ist zumindest mitbeteiligt an den beträchtlichen Verschmutzungen des Wassers der Uferzone, an der intensiven Entwicklung der Makrophytenvegetation der Uferbank und an den zwar örtlich begrenzten, aber doch immer häufiger auftretenden Wasserblüten.

Literatur

- Auerbach, M.* Die Oberflächen- und Tiefenströme im Bodensee. Deutsche Wasserwirtschaft 34, 1939
- Auerbach, M.* Das Schrifttum der naturwissenschaftlichen Bodenseeforschung. Schriften Verein Gesch. Bodensee 31, 1952
- Auerbach, M.* Ein quantitativer Bodengreifer. Beitr. naturkd. Forschung Südwestdeutschland 12, 1953
- Elster, H.-J.* Einige Beobachtungen über hydrodynamische Vorgänge im Bodensee. Verh. Int. Ver. Limnol. 7, 1937, Teil III
- Fast, H.* Systematische Untersuchungen über den chemischen und bakteriologischen Zustand des Bodensees. Jb. „Vom Wasser“ 22, 1955
- Fast, H.* Neuere Untersuchungsergebnisse über den Zustand des Bodensees (westl. Obersee) Jb. „Vom Wasser“ 27, 1960
- Geißbühler, J.* Beiträge zur Kenntnis der Uferbiozöosen des Bodensees. Mit Thurg. Naturf. Ges. 31, 1938
- Kiefer, F.* Naturkunde des Bodensees. Lindau 1955
- Kliffmüller, R.* Beiträge zum Stoffhaushalt des Bodensees. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 45, 1960
- Kliffmüller, R.* Der Anstieg des Phosphatphosphors als Ausdruck fortschreitender Eutrophierung im Bodensee (Obersee). Int. Rev. 47, 1962
- Kuttner, O.* Beiträge zur Kenntnis der Uferfauna des Bodensees. Arch. Hydrobiol. 14, 1924
- Liebmann, H.* Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie, Bd. 1, München 1951. Die Kartierung der Wasser-
güte, beschrieben an Flußstauen und Seen Süddeutschlands. Ber. ATV, H. 6, 1955
- Lundbeck, J.* Untersuchungen über die Bodenbesiedlung der Alpenrandseen. Arch. Hydrobiol. Suppl. 10, 1936
- Mucke, R.* Beiträge zur Kenntnis der Uferfauna des Bodensees. Beitr. naturkd. Forschung i. Oberrhein-
gebiet 7, 1942
- Nümann, W.* Die Verbreitung des Rheinwassers im Bodensee. Int. Rev. 36, 1938
- Ritzi, R. u. Vogel, H.* Ein Beitrag zur Besiedlungsdichte der Tiefenfauna im Bodensee. Beitr. naturkd. For-
schung Südwestdeutschland 18, 1959
- Wacheke, F.* Biologisch-chemische Untersuchungen des Bodensees unter besonderer Berücksichtigung wasser-
wirtschaftlicher Fragen. Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 4, 1958
- Wacheke, F.* Der biologisch-chemische Zustand der Bodenseezuflüsse Schussen, Argen, Rotach und Leiblach.
Münchener Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 4, 1958
- Züllig, H.* Sedimente als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers. Schweiz. Ztschr. Hydrologie 18, 1956

Zeichenerklärung

Abb. 1

a) Zur chemischen Belastung des Wassers



keine deutliche Belastung



höherer Ammoniumgehalt



höherer Nitritgehalt



höherer Nitratgehalt



höherer Phosphorgehalt



niedrigerer Nitratgehalt



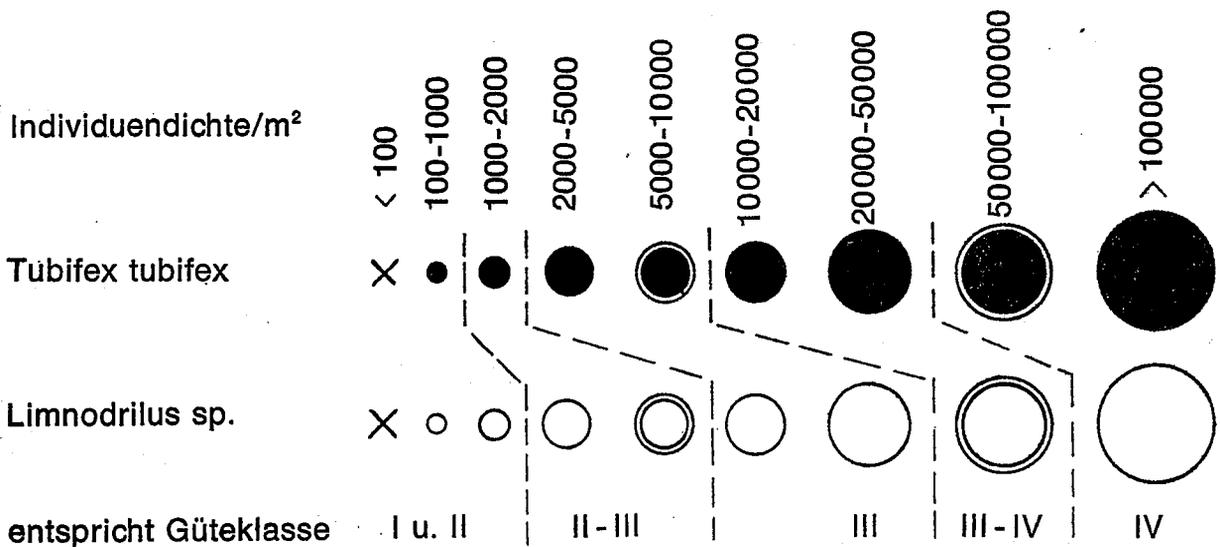
Während der Stagnationsperiode Nitratgehalt im Zufluß über dem Gehalt an der Oberfläche, aber unter dem des Hypolimnions im See.

b) Zum biol. Gütebild der Seesedimente

Die Individuendichte der Tubificidenpopulationen kennzeichnet allgemein die Stärke der Belastung der Seesedimente mit organisch fäulnisfähigen Substanzen.

Limnodrilus überwiegt in Gebieten, in denen die zugeführten Sinkstoffe eine intensive Aufarbeitung erfahren und zeigt optimale Entfaltung bei Einleitung von häuslichen Abwässern.

Tubifex tubifex kennzeichnet Zonen, in denen die Sinkstoffzufuhr die Aufarbeitungsintensität überwiegt. Diese Art ist sehr resistent gegenüber Abwassergiften und dringt bei Einleitung von Industrieabwässern vermehrt in die Standorte der ausfallenden Limnodrilusarten vor



Verhältnis von Limnodrilus: Tubifex tubifex



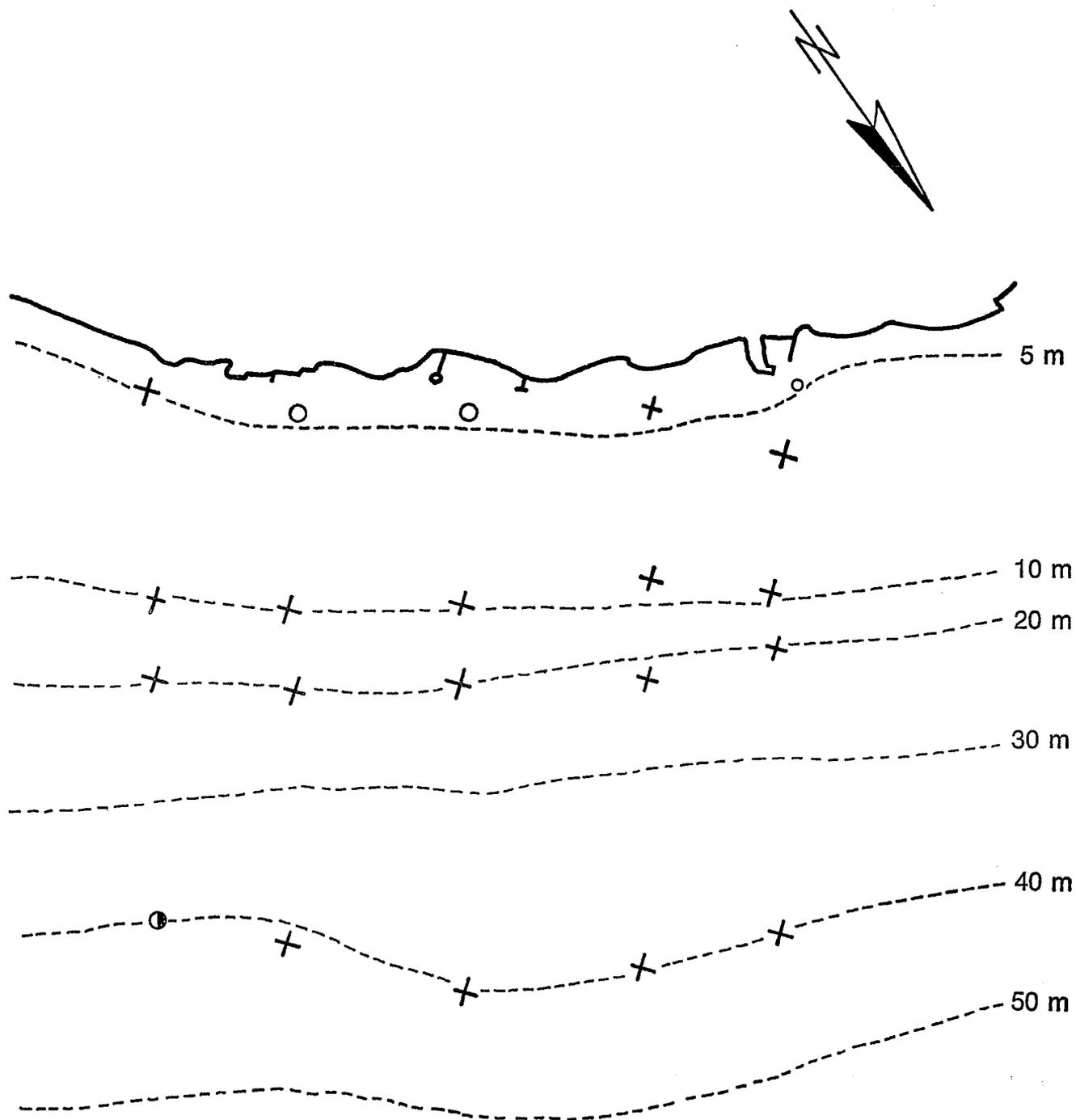
azoisch durch Vergiftung

Uferzone vor Güttingen

Abb. 2

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



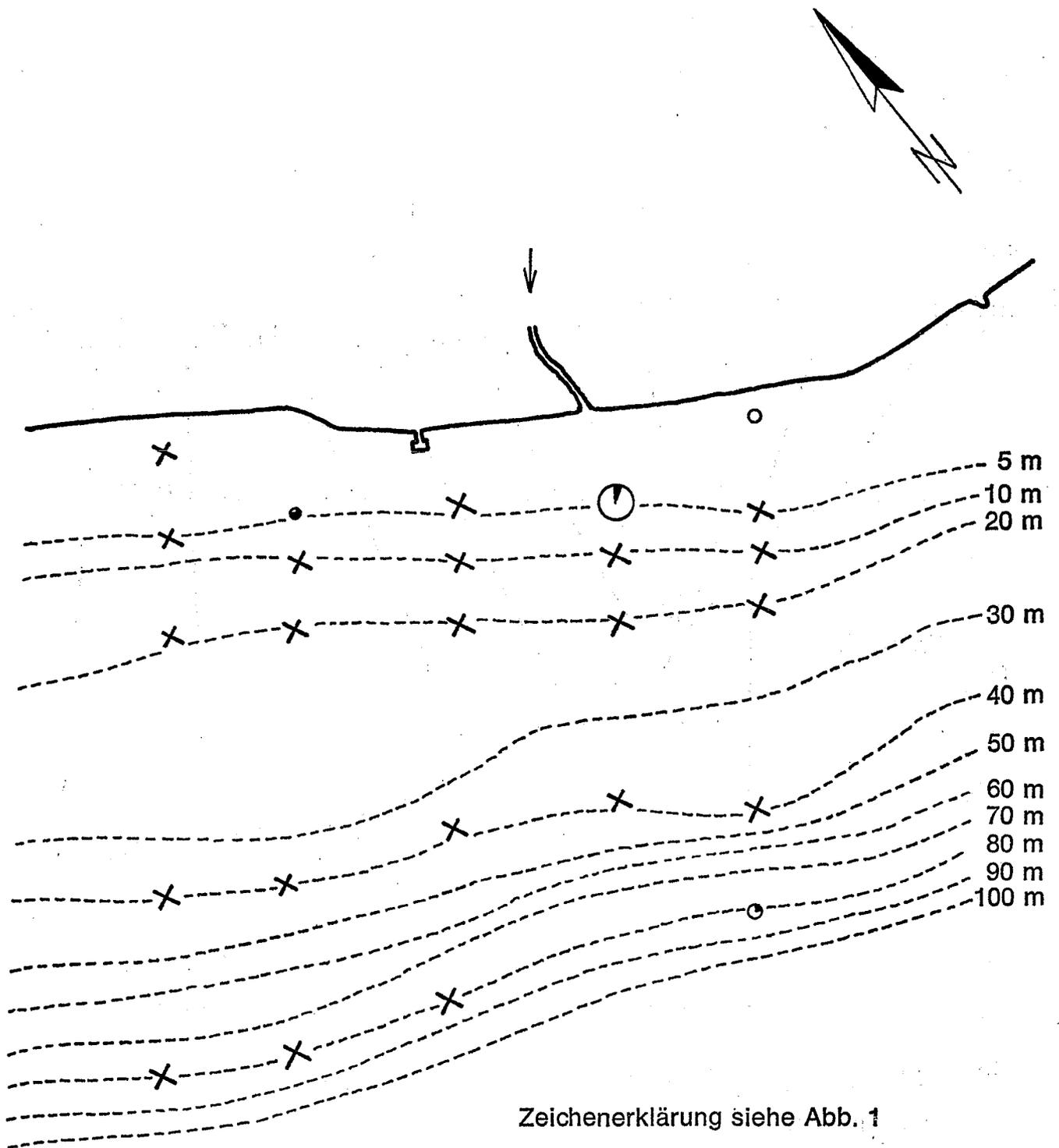
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor dem Kippenhorn

Abb. 3

Biol. Gütebild der Seesedimente

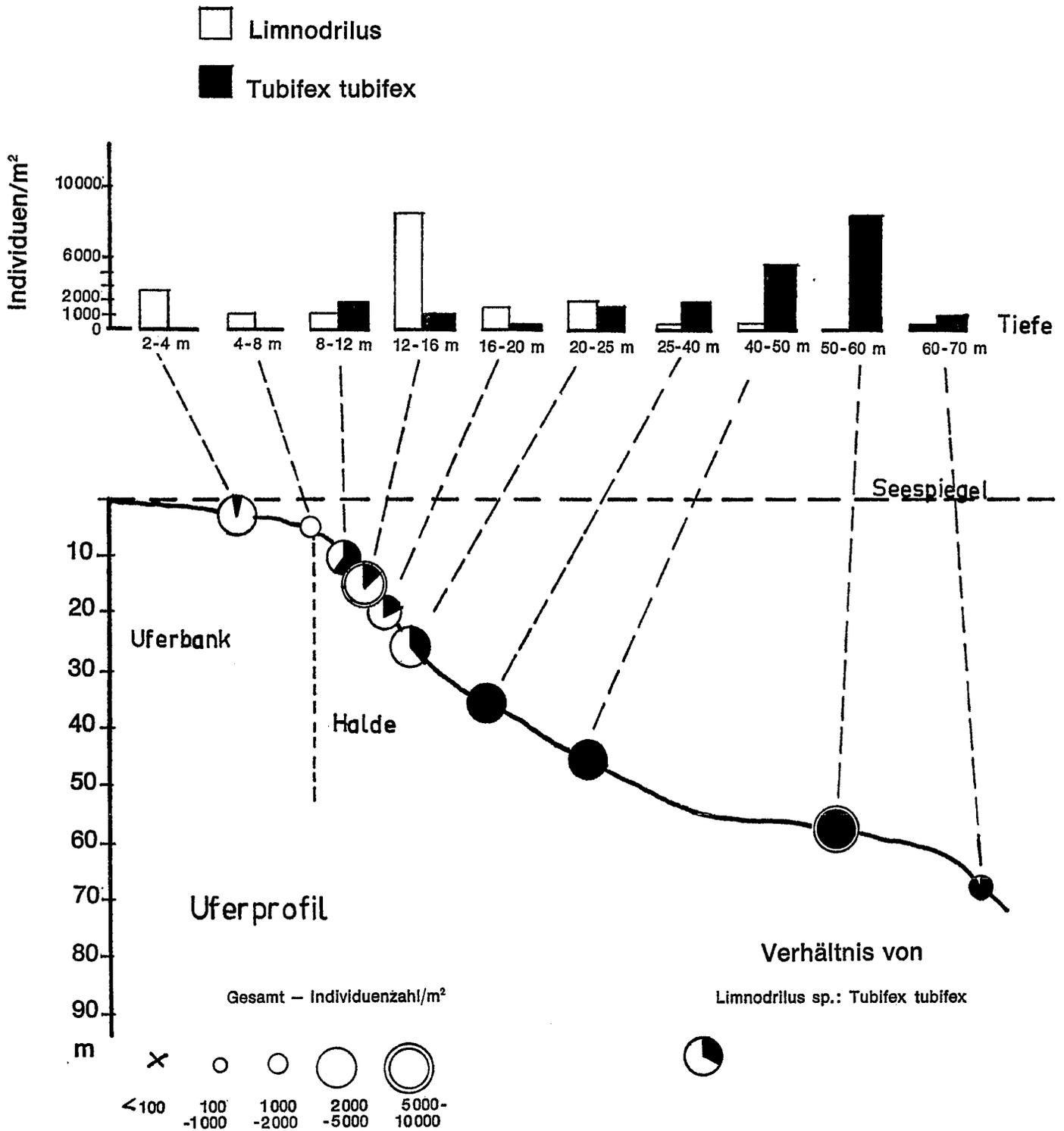
M. 1 : 10000



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Tiefenverteilung der Tubificiden vor Langenargen

Abb. 4

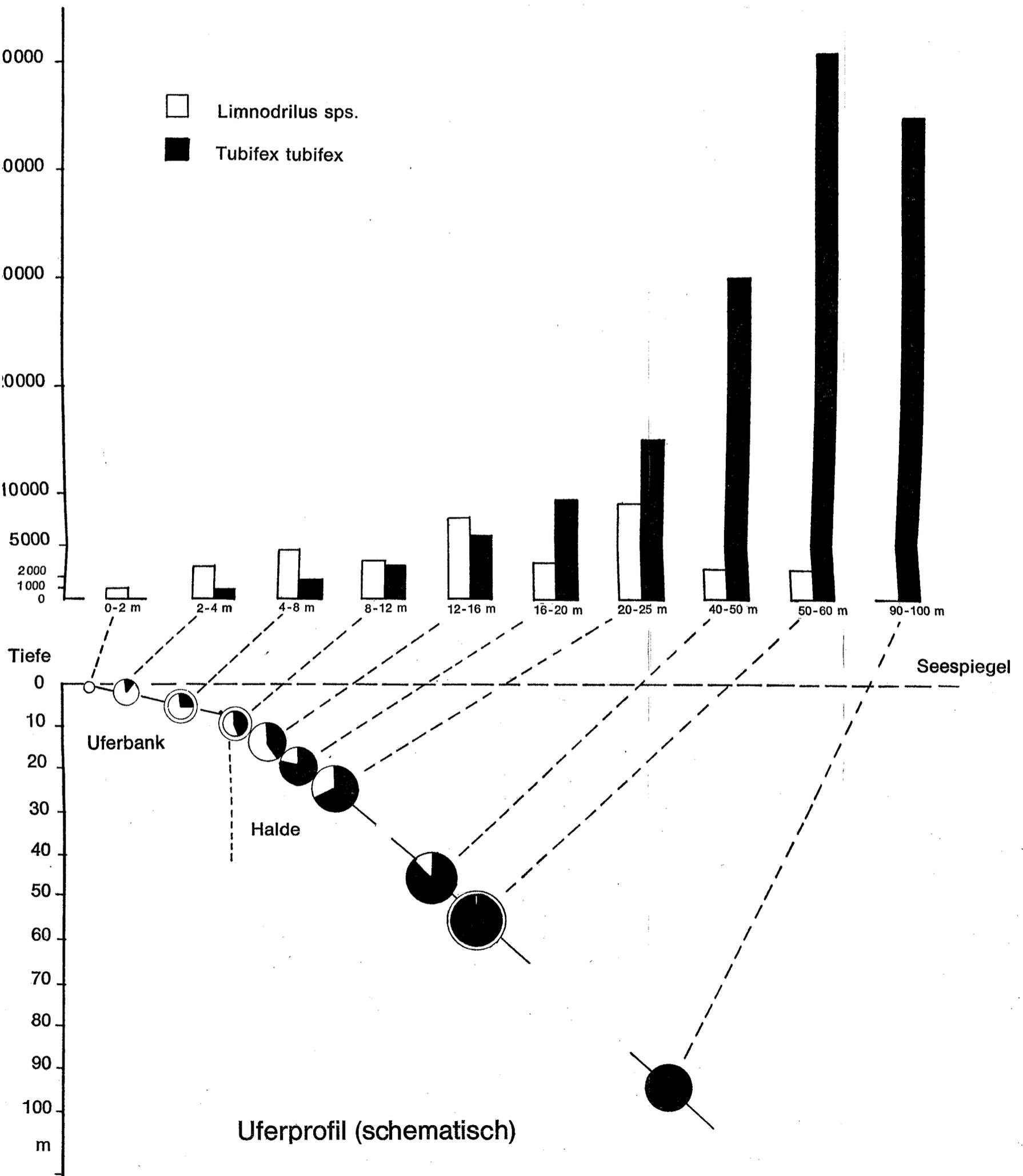


Tiefenabhängigkeit der Tubificiden im Mündungsgebiet der Bodenseezuflüsse

Abb. 5

(Mittelwerte aus jeweils 30-35 Proben)

dividuenzahl/m²



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Mündungsgebiete:

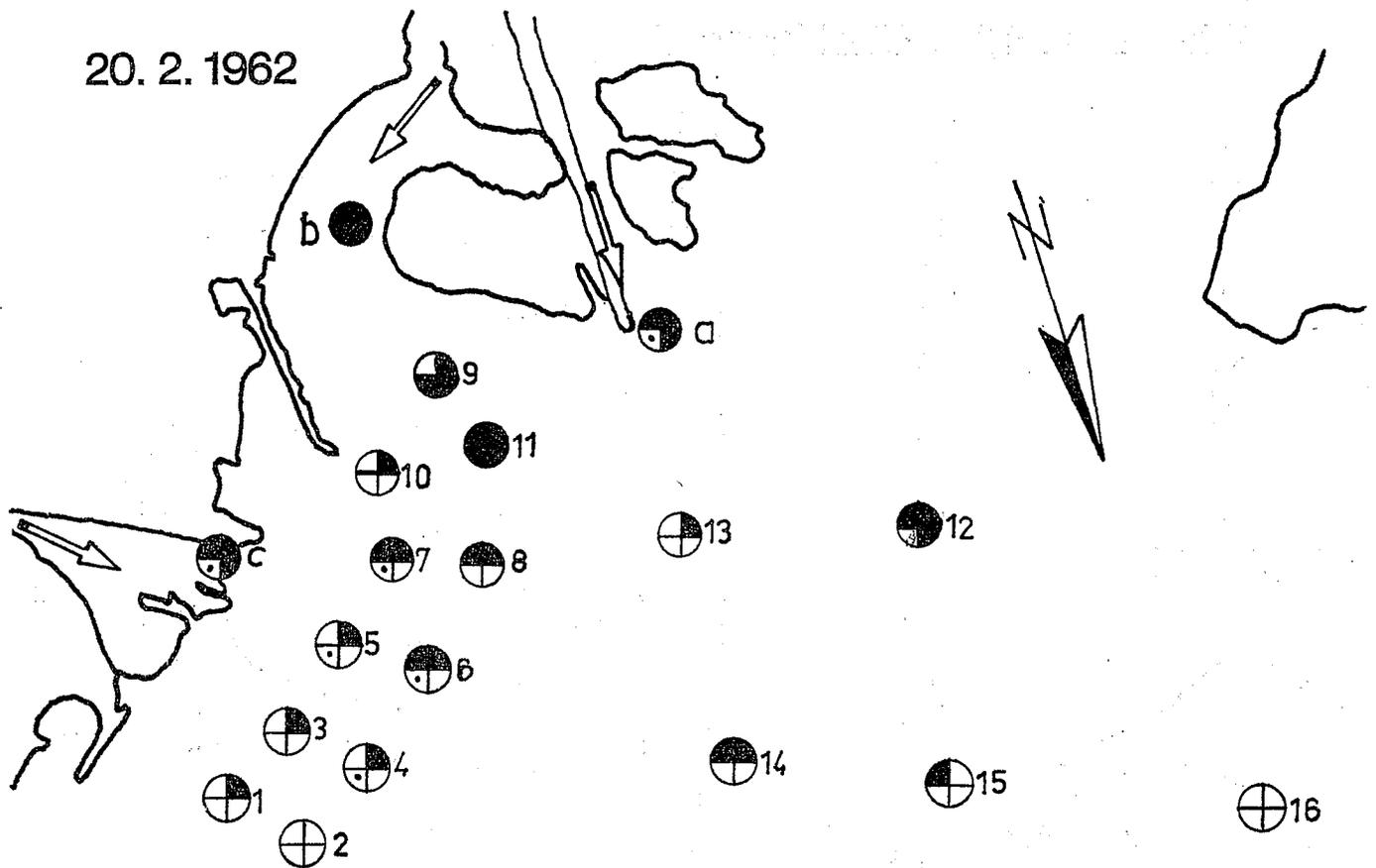
Abb. 6

a) Neuer Rhein b) Dornbirner Aach c) Bregenzer Aach

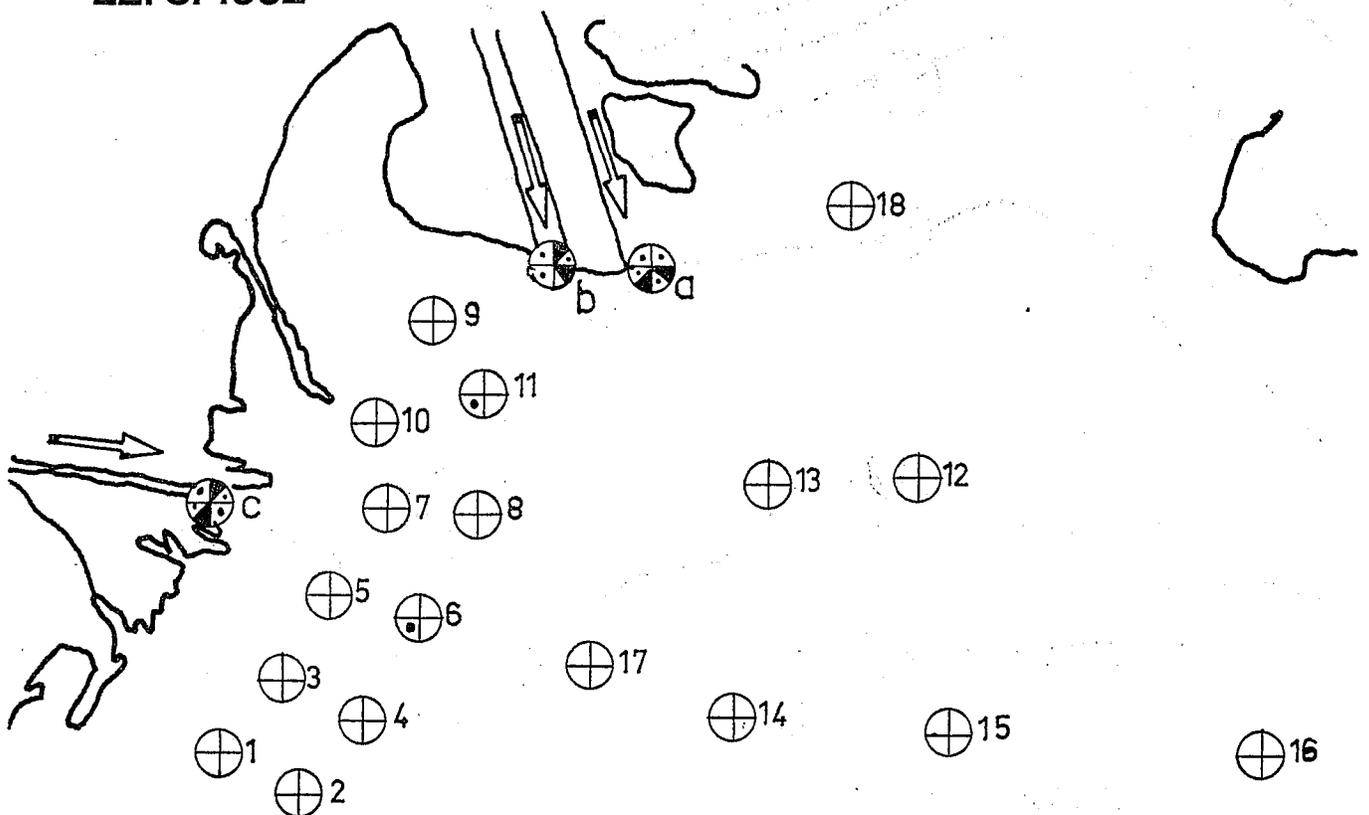
M. 1 : 25000

Chem. Belastung des Wassers

20. 2. 1962



22. 8. 1962

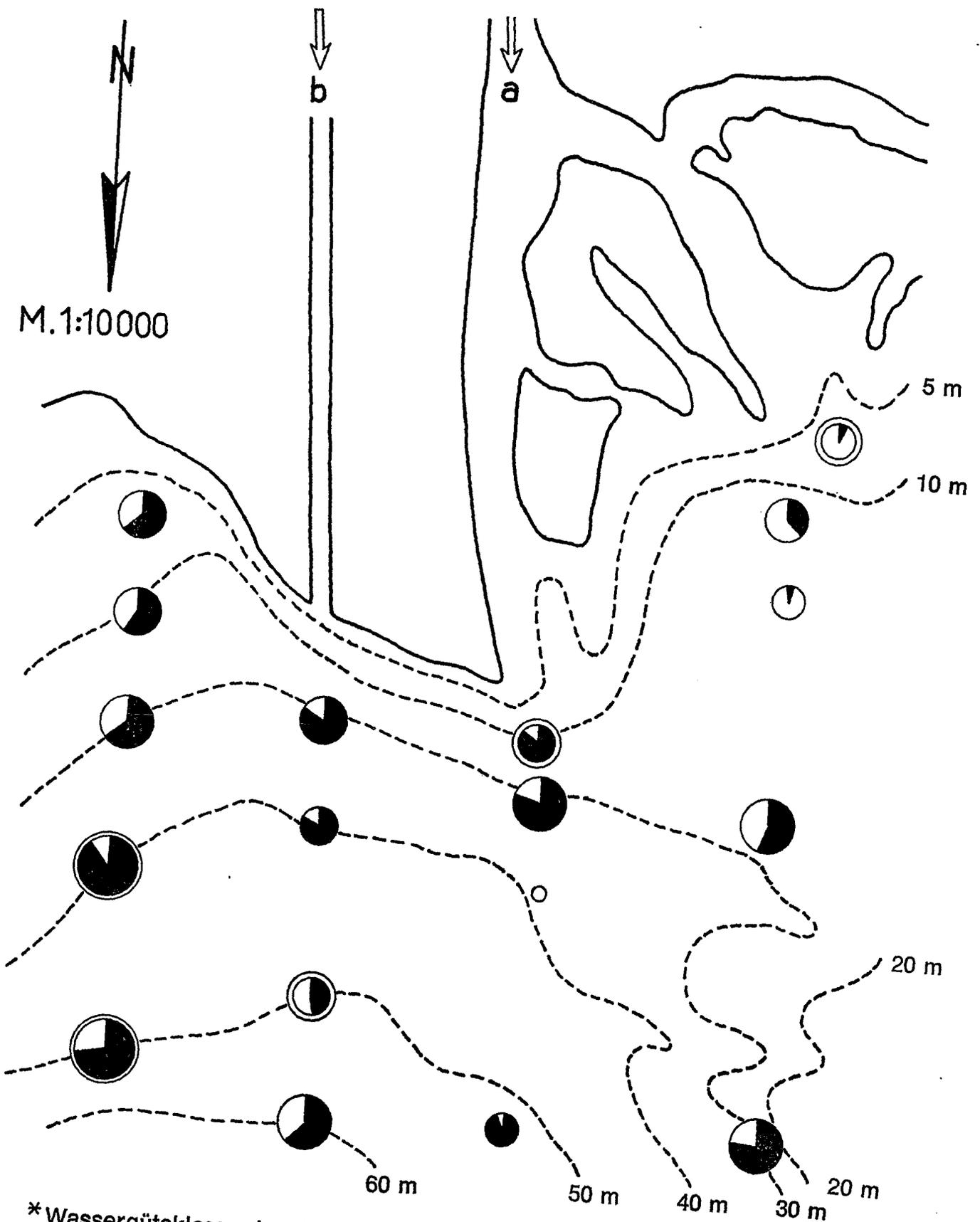


Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Mündungsgebiet:

Abb. 7

a) Neuer Rhein b) Dornbirner Ach
(Güteklasse II)* (Güteklasse III-IV)*



* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

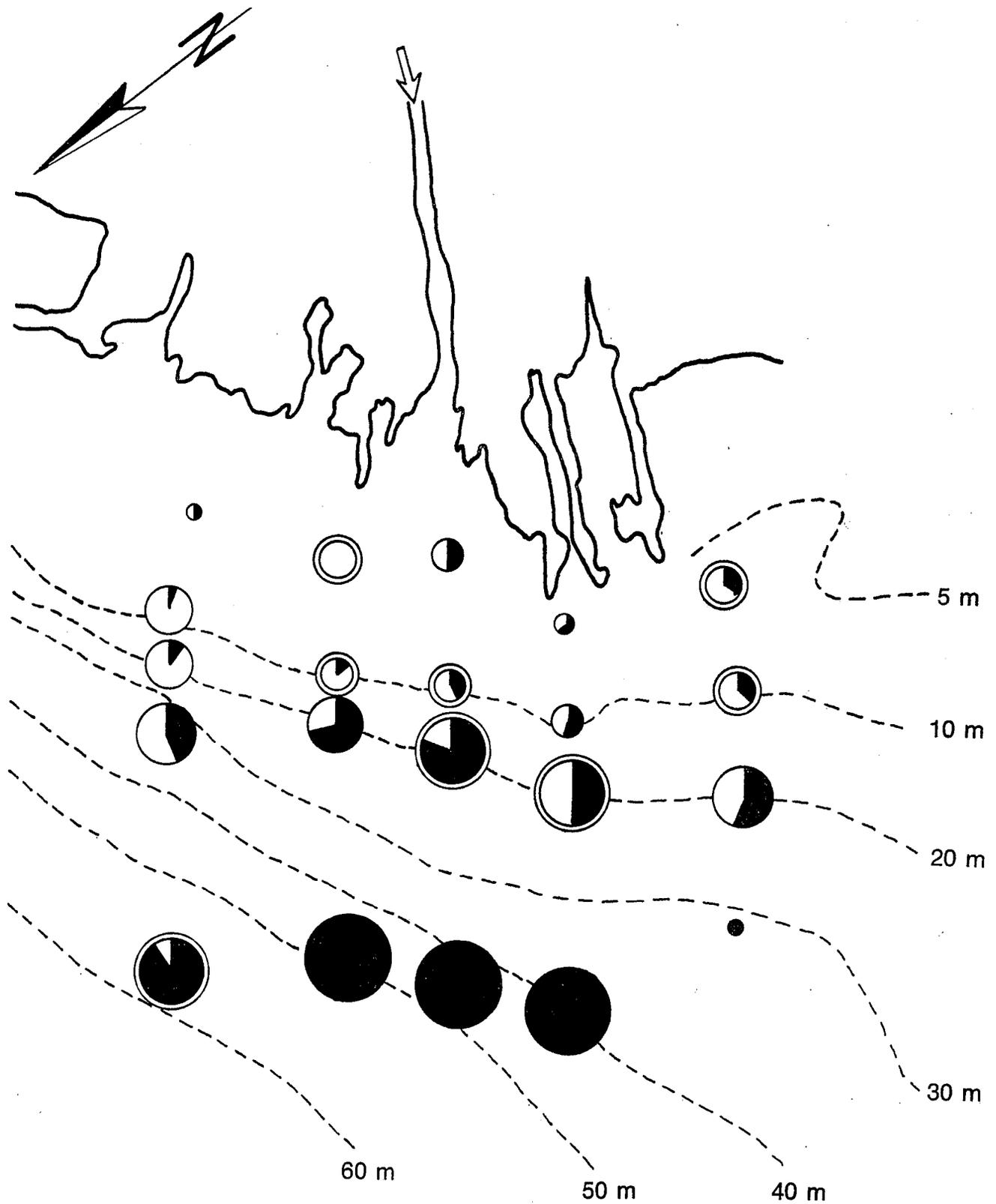
Mündungsgebiet Bregenzer Ach

Abb. 8

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse I-II)*



* Wassergüteklasse des Zuflusses

Zeichenerklärung siehe Abb. 1

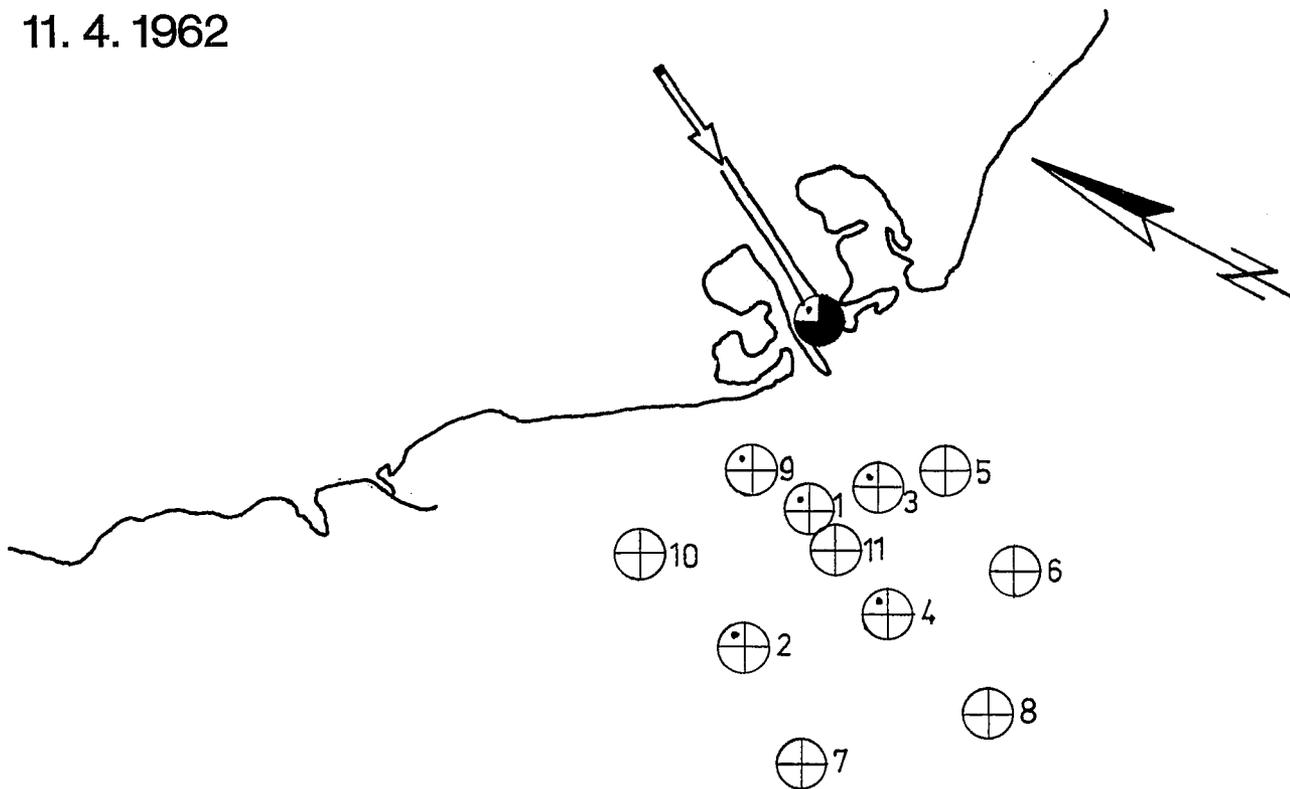
Mündungsgebiet: Argen

Abb. 9

Chem. Belastung des Wassers

M. 1 : 25000

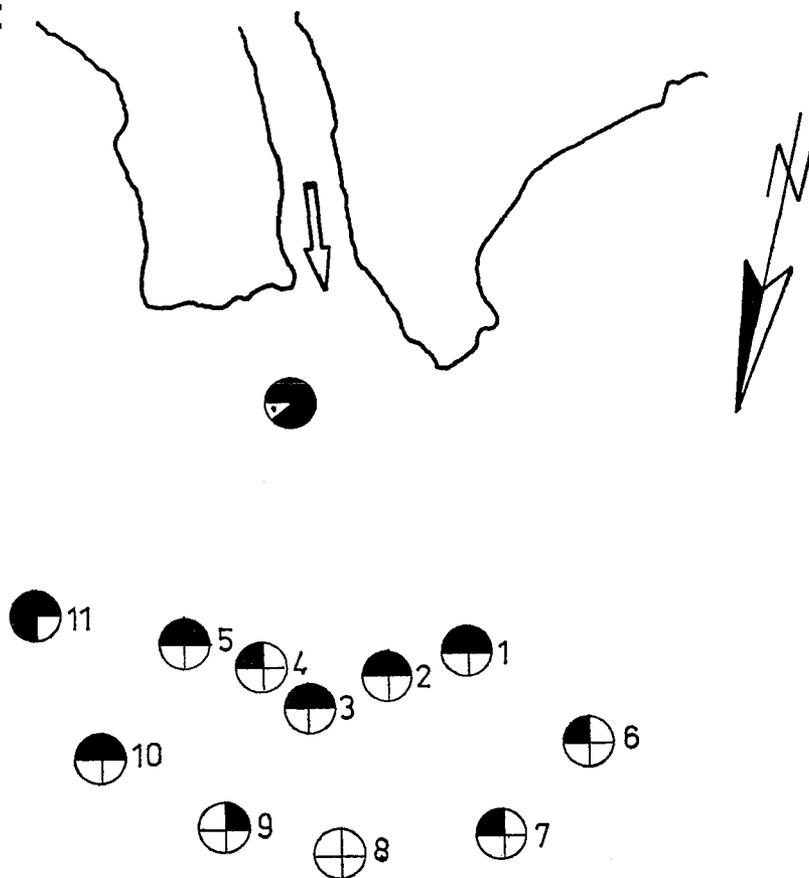
11. 4. 1962



Mündungsgebiet:

Alter Rhein

7. 5. 1963



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

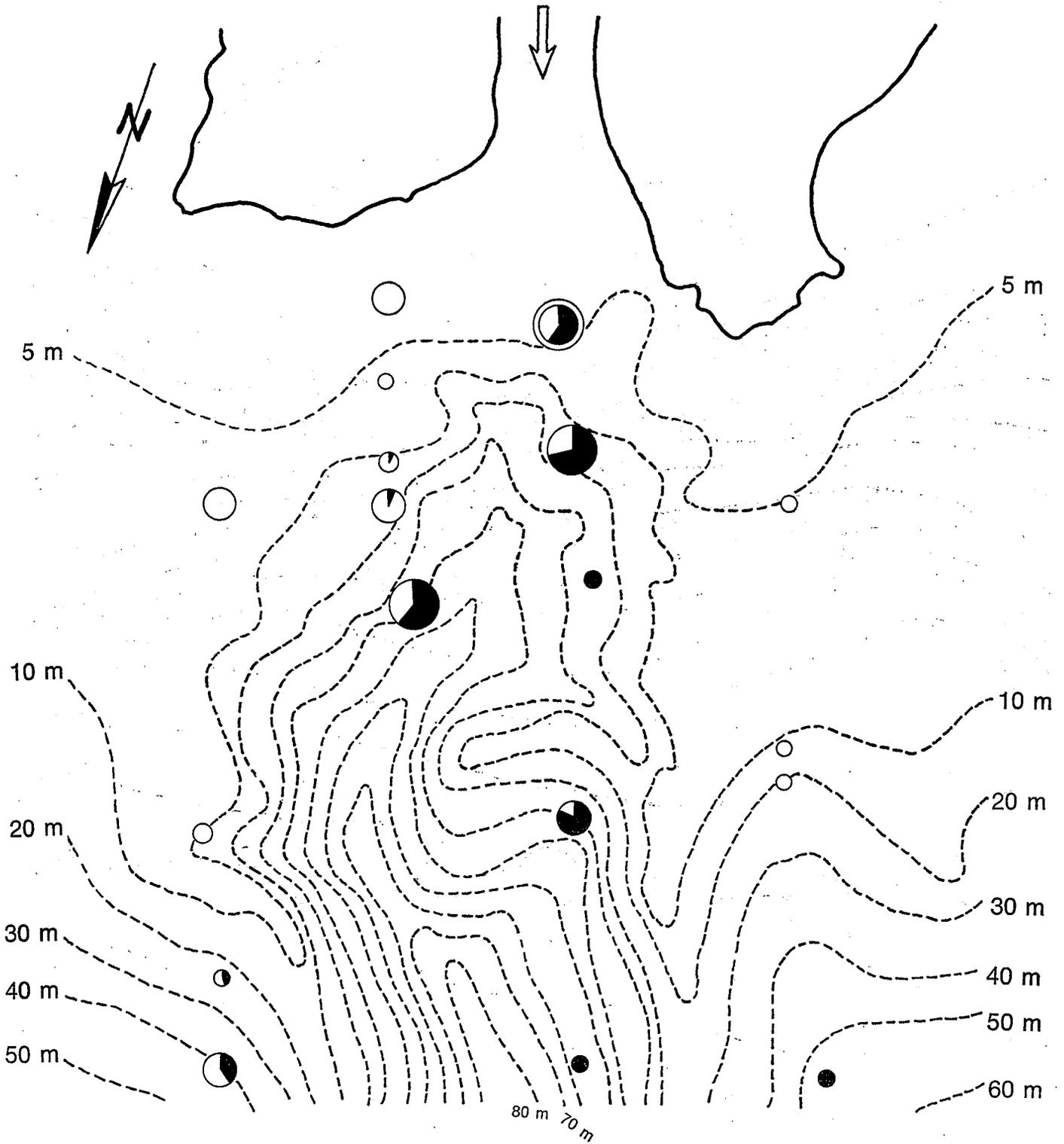
Mündungsgebiet: Alter Rhein

Abb. 10

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse III)*



* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

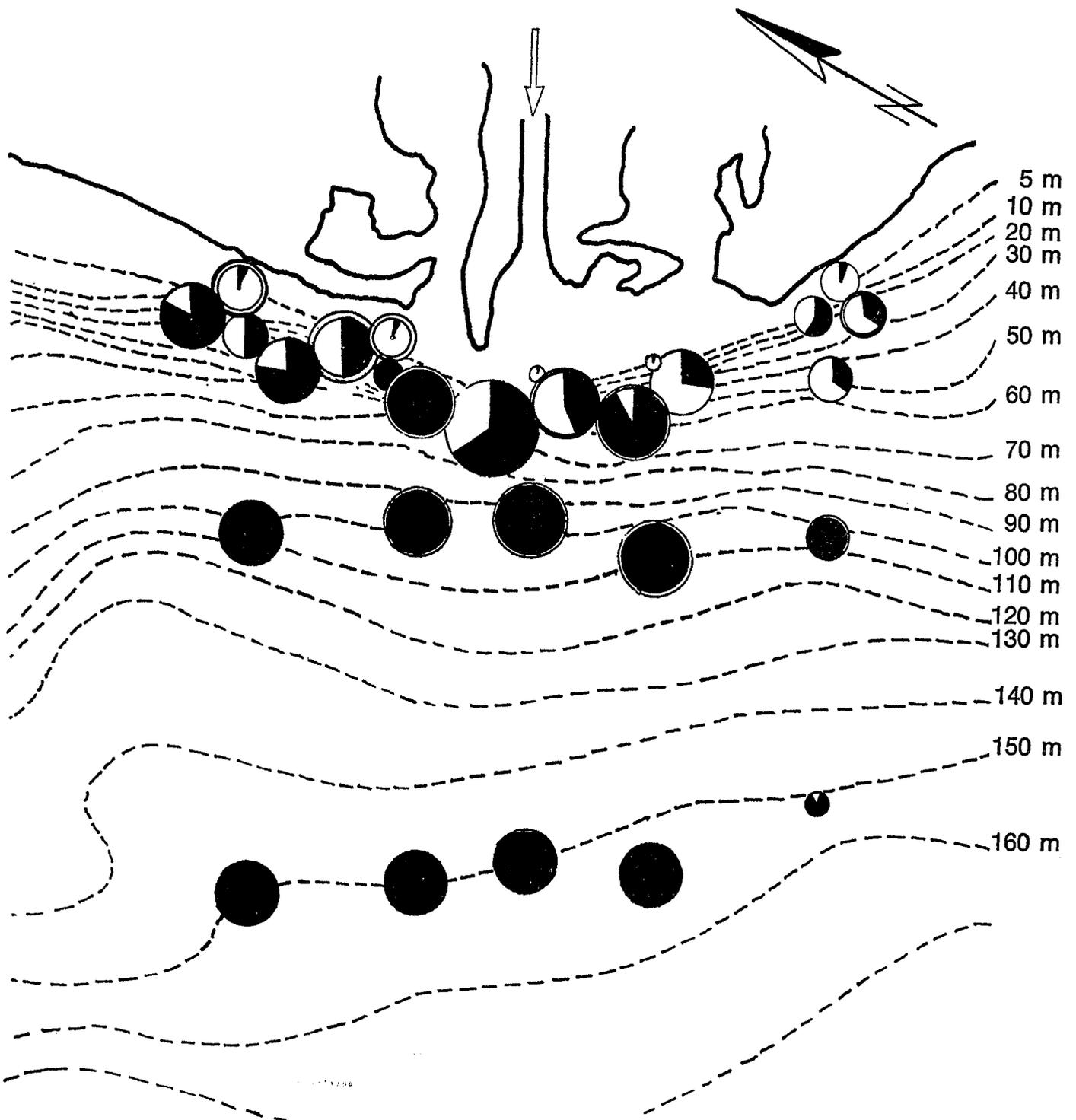
Mündungsgebiet Argen

Abb. 11

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse II-III)*



* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

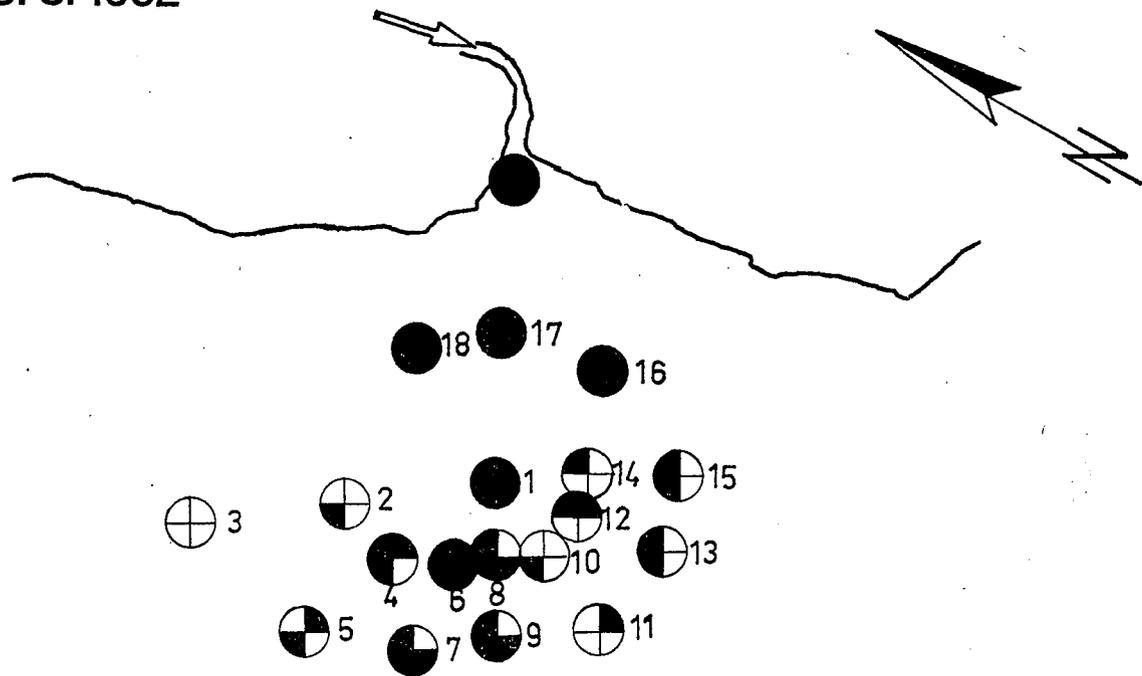
Mündungsgebiet: Schussen

Abb. 12

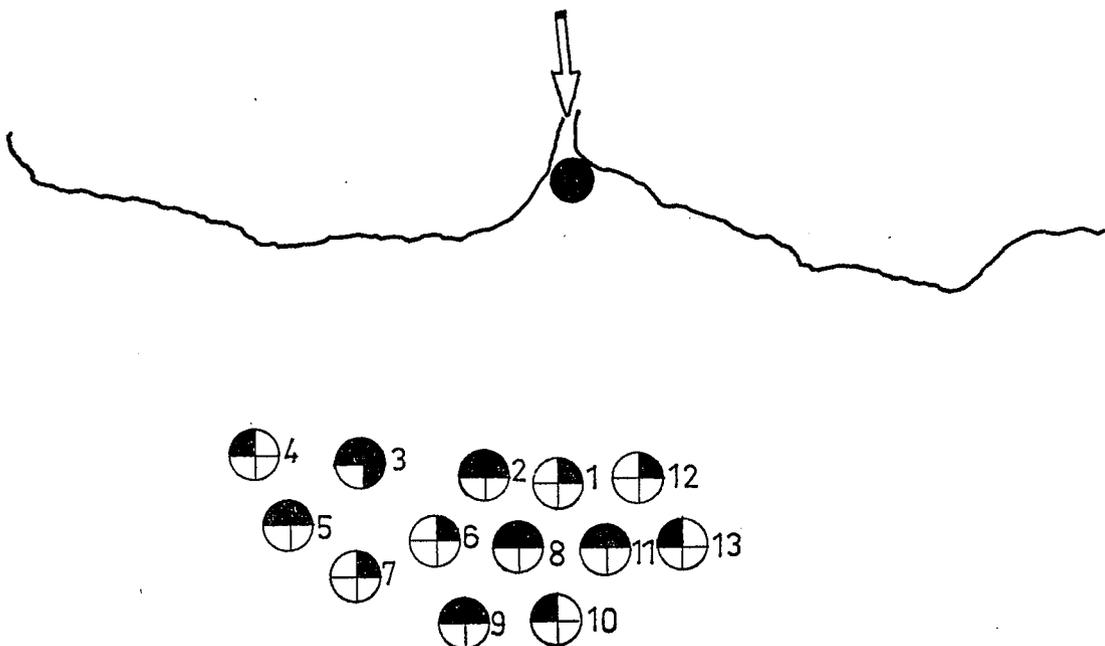
Chem. Belastung des Wassers

M. 1 : 25 000

5. 3. 1962



18. 7. 1963



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

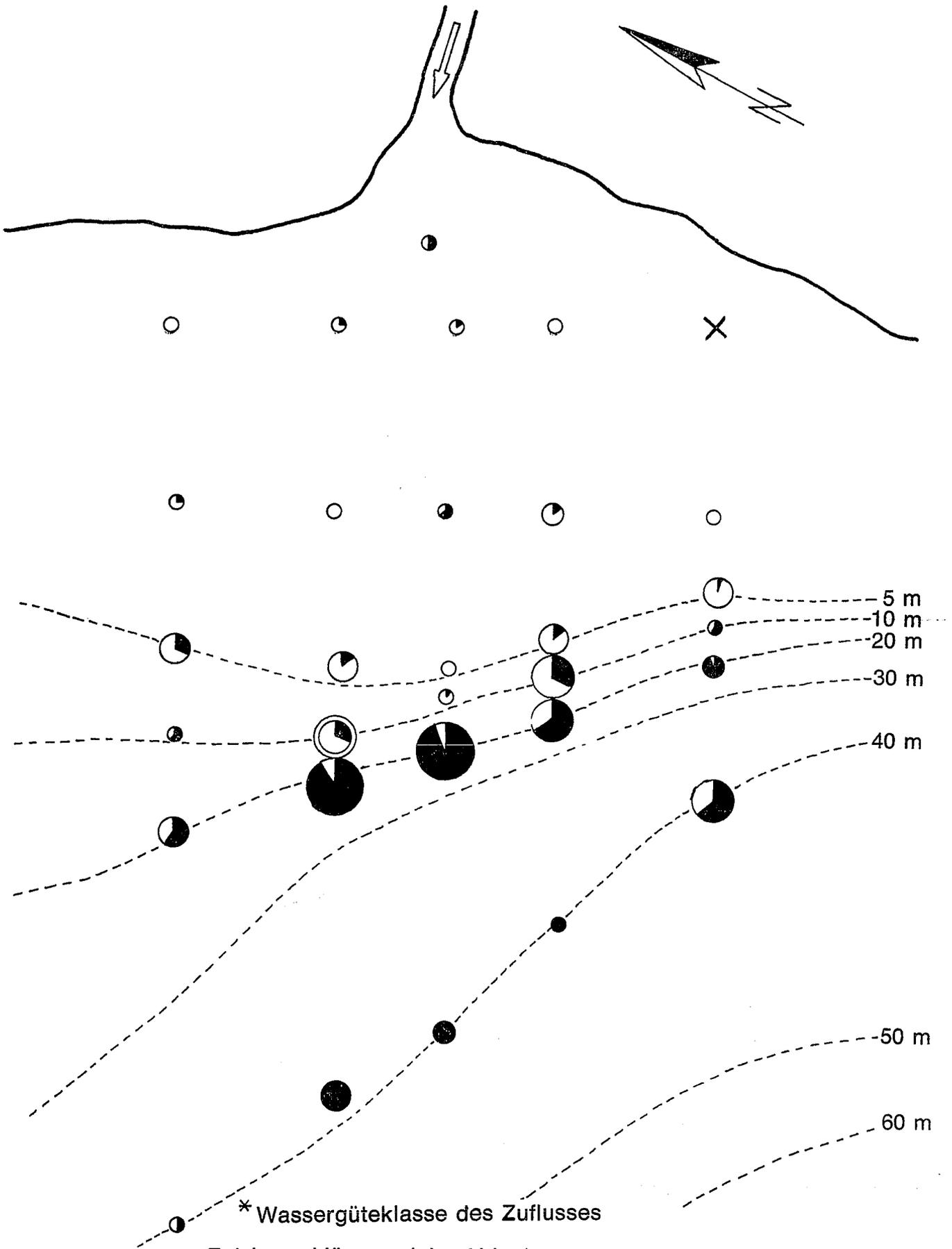
Mündungsgebiet Schussen

Abb. 13

Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse IV)*



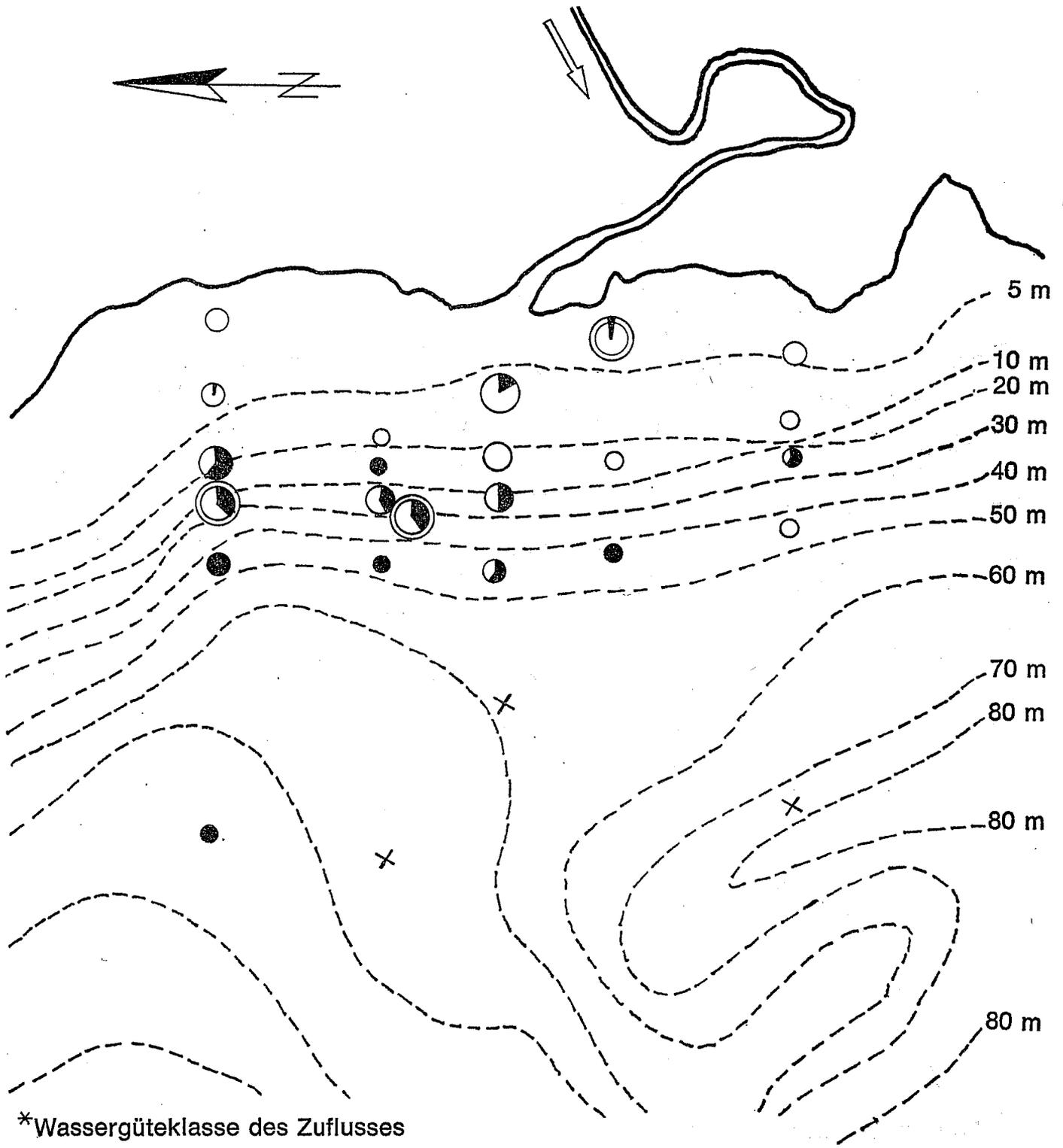
Mündungsgebiet Seefelder-Aach

Abb. 14

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse II)*



*Wassergüteklasse des Zuflusses

Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Mündungsgebiet:

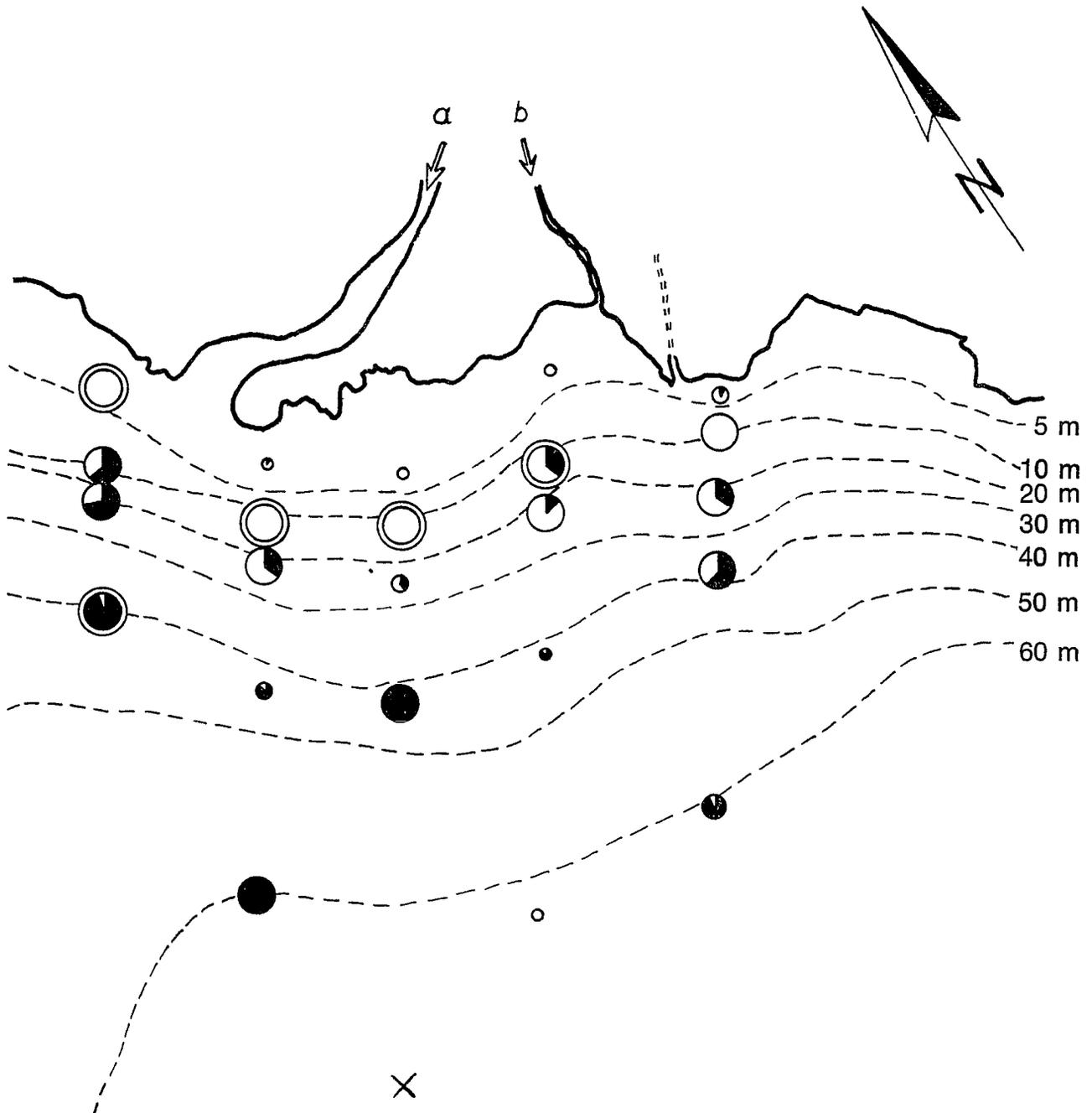
Abb. 15

a) Leiblach b) Leiblach-Kanal

(Güteklasse II-III)* (Güteklasse IV)*

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



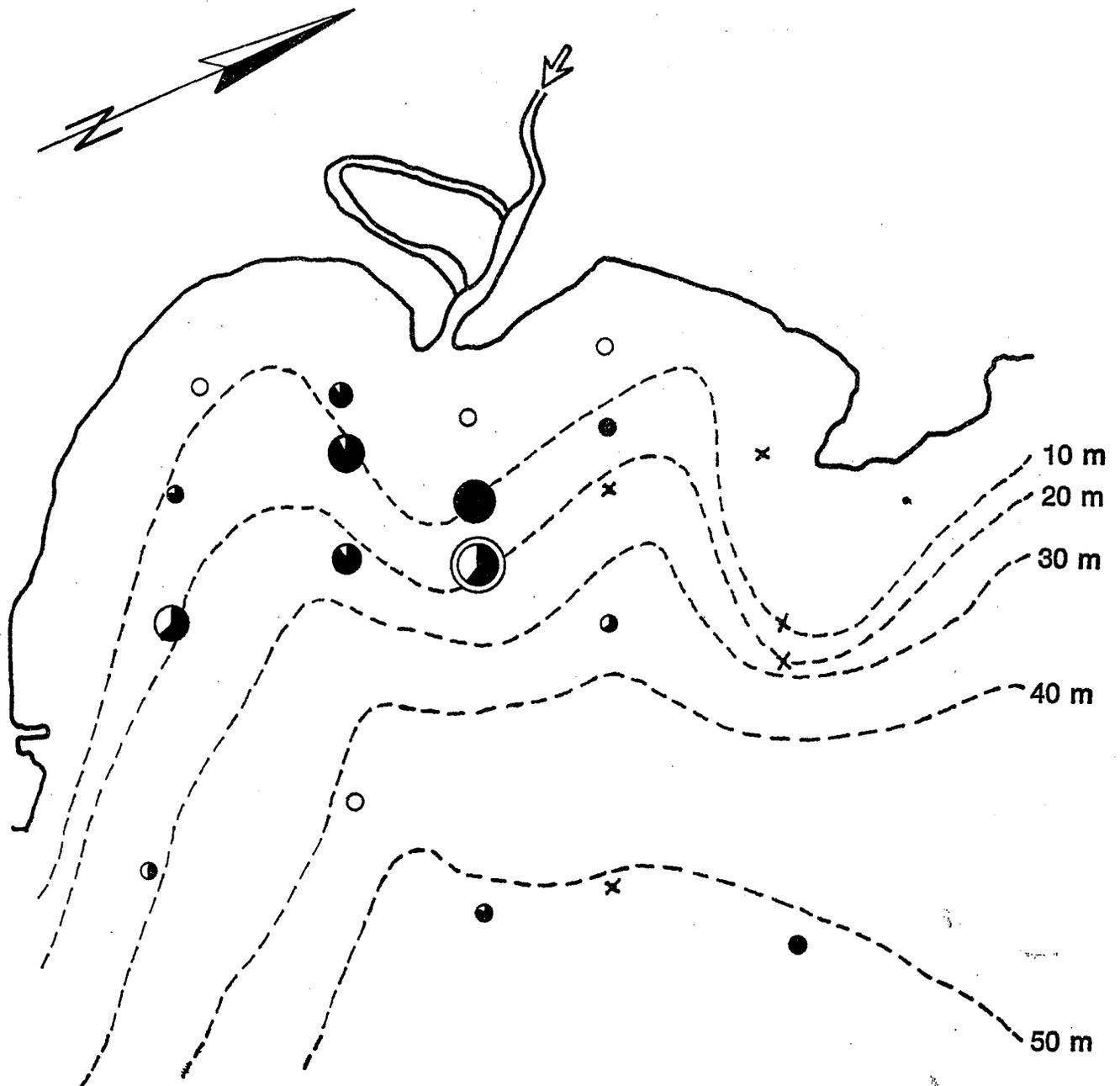
* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Mündungsgebiet Stockacher Aach

Abb. 16

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000 (Güteklasse II-III)*



* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

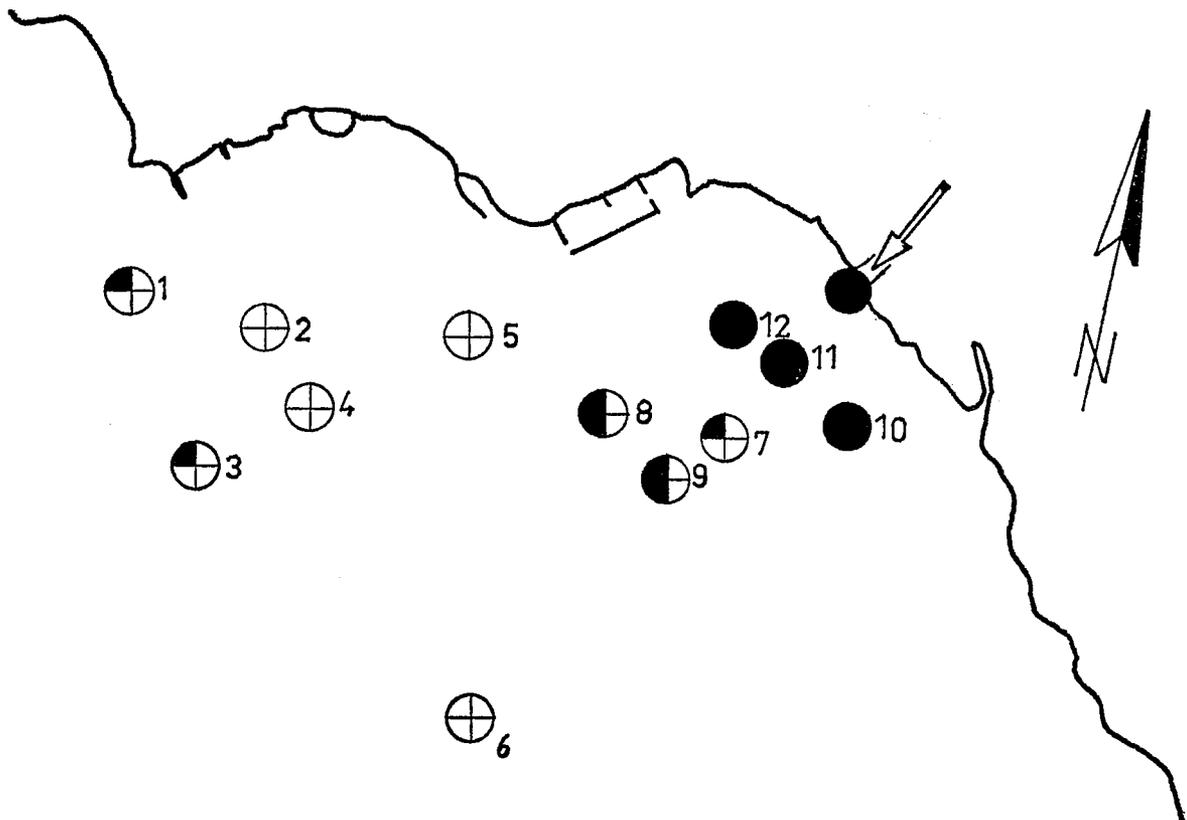
Mündungsgebiet: Rotach

Abb. 17

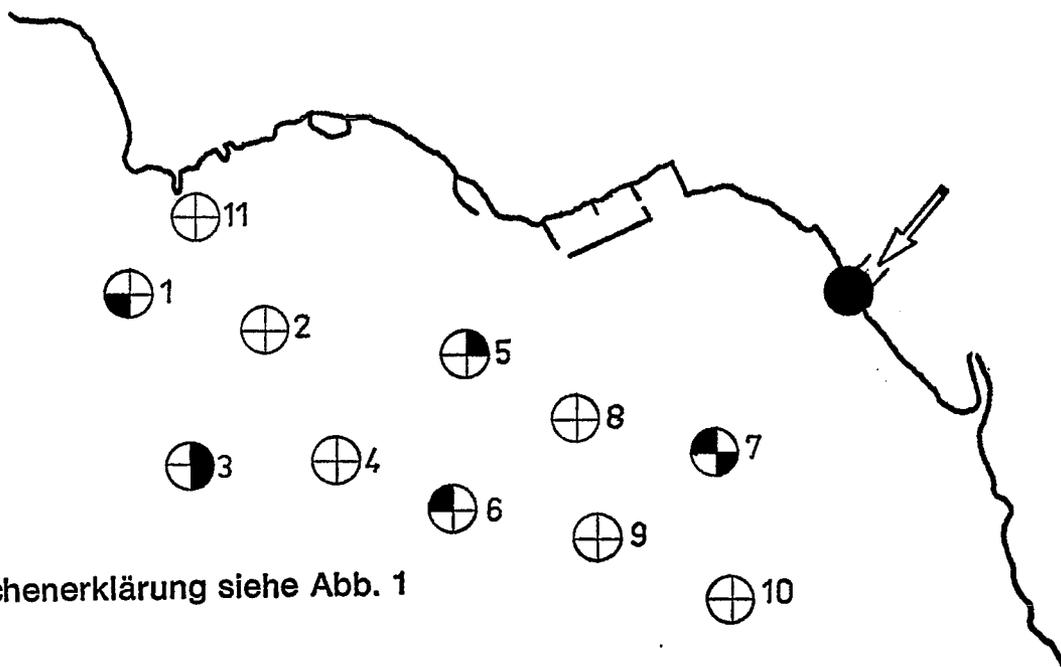
Chem. Belastung des Wassers

M. 1 : 25000

29. 1. 1962



27. 6. 1962



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

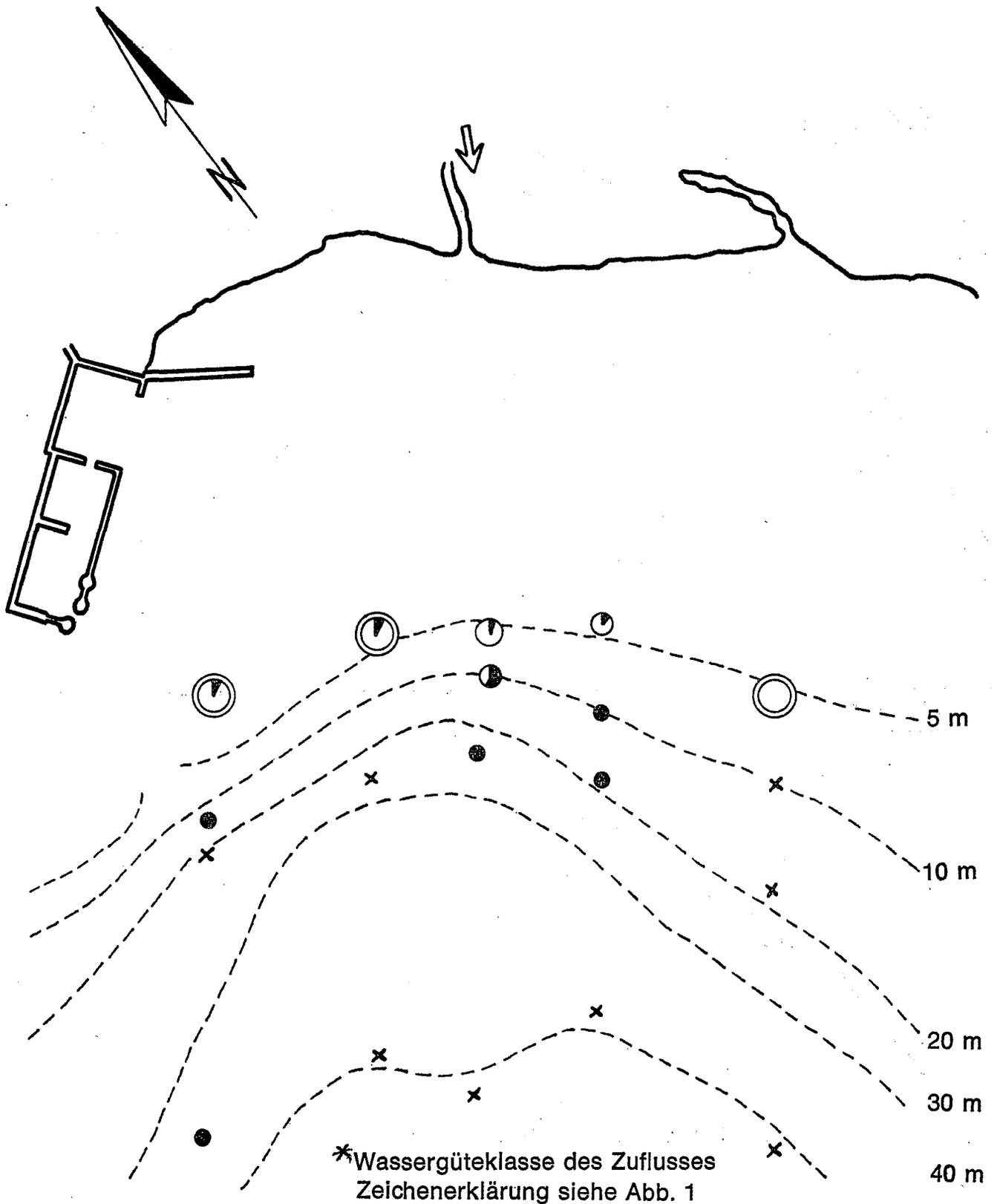
Mündungsgebiet Rotach

Abb. 18

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse III)*



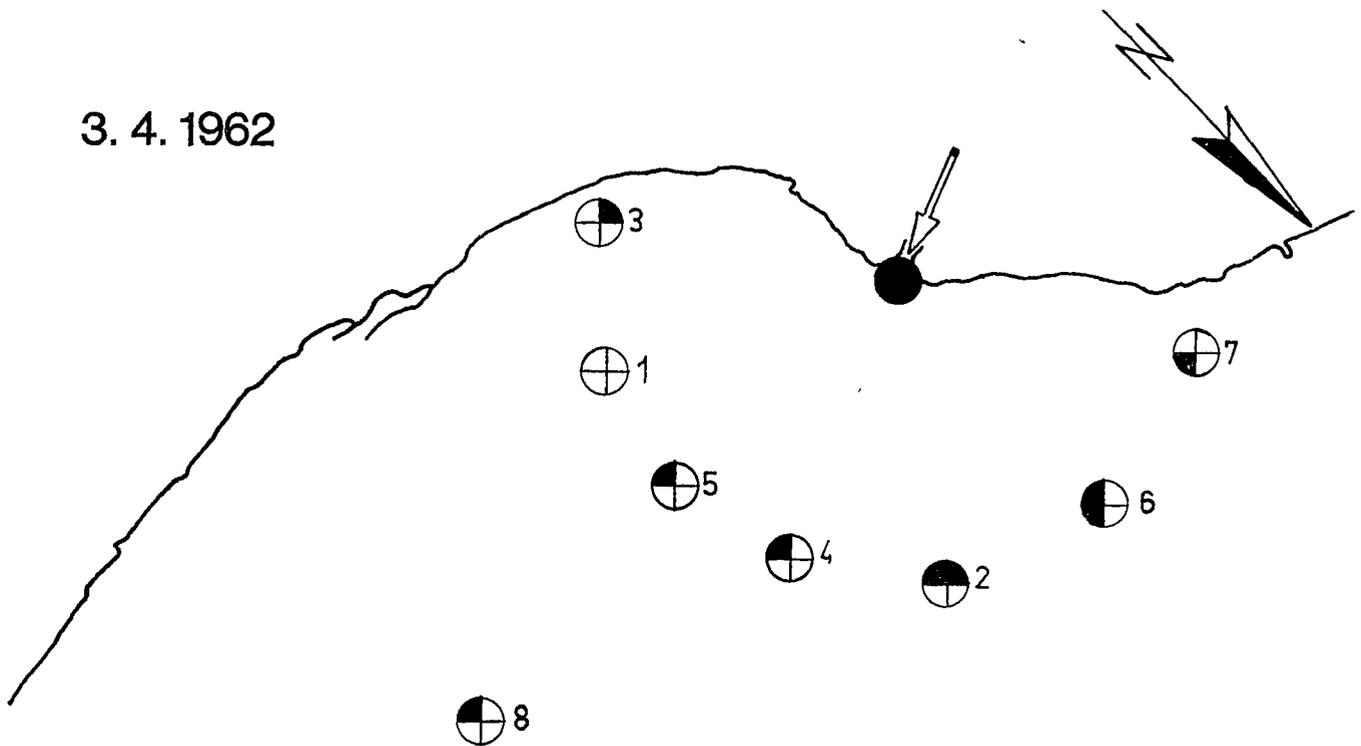
Mündungsgebiet: Goldach

Abb. 19

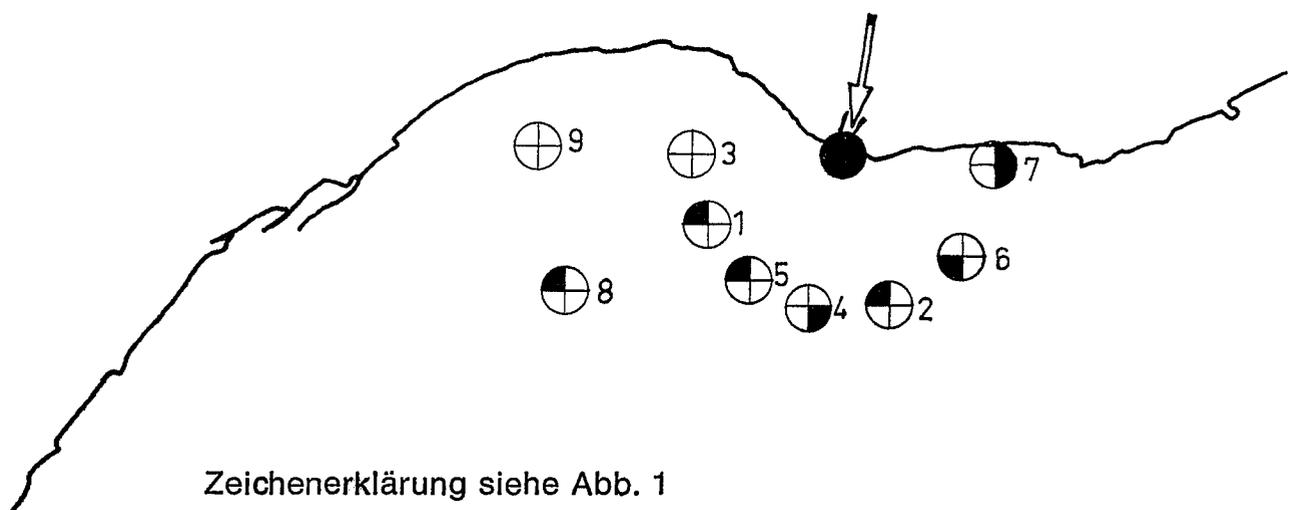
Chem. Belastung des Wassers

M. 1 : 25000

3. 4. 1962



11. 7. 1962



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

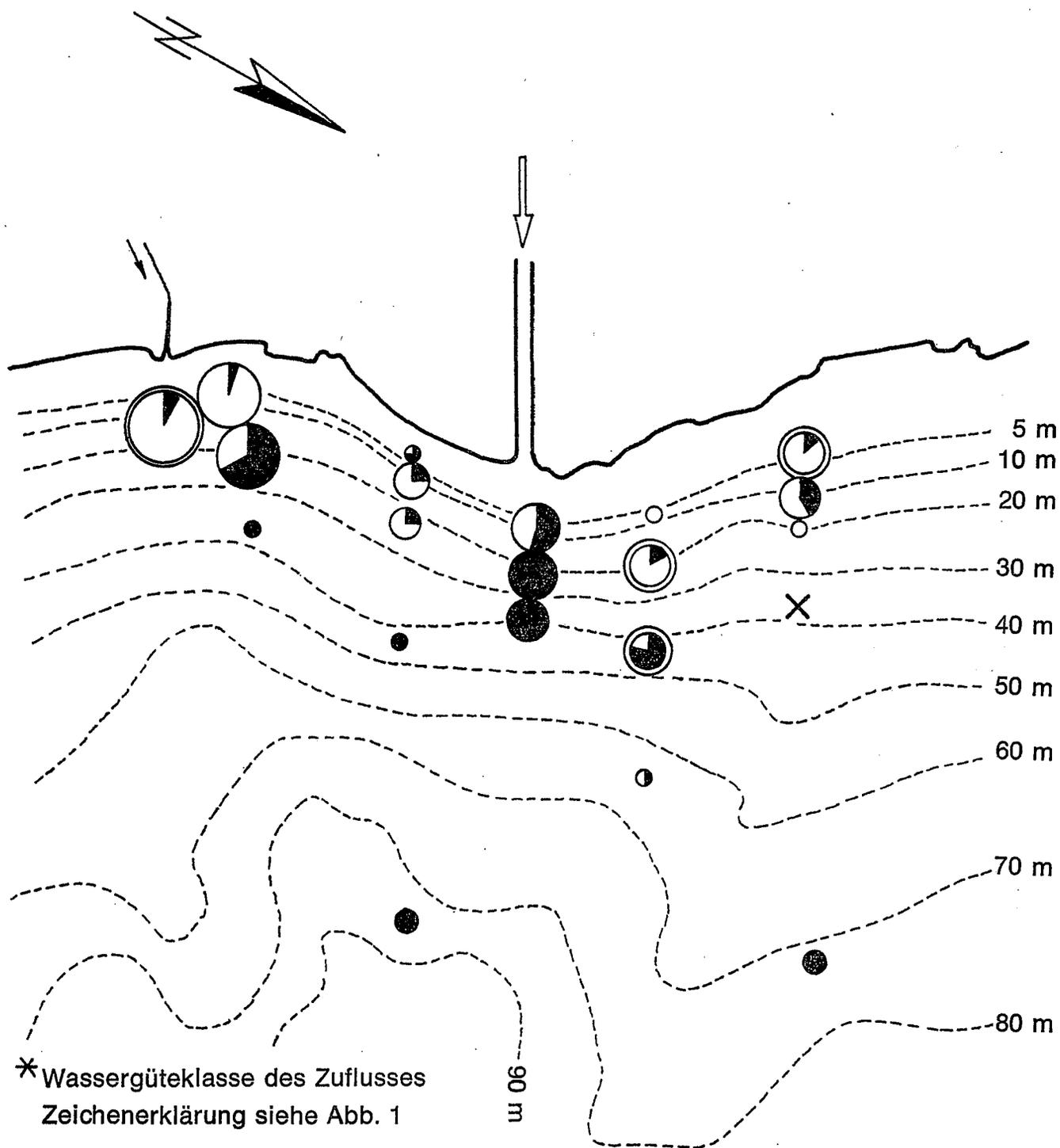
Mündungsgebiet Goldach

Abb. 20

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse III)*



Mündungsgebiete:

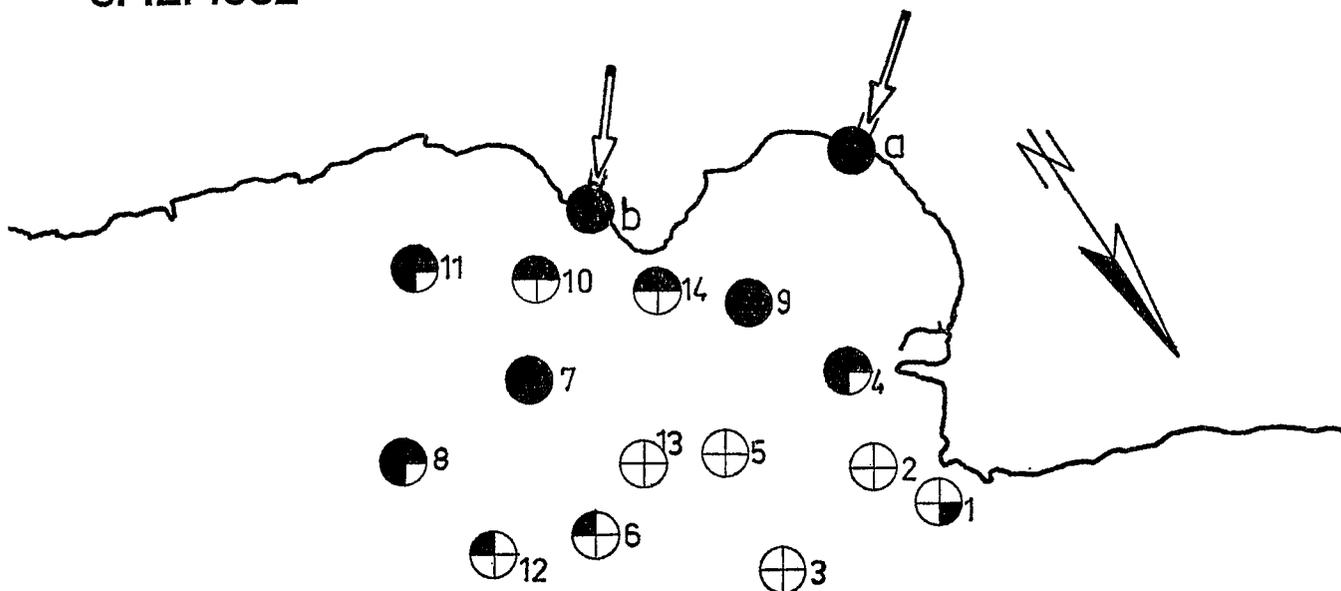
Abb. 21

a) Arboner Ach b) Steinach

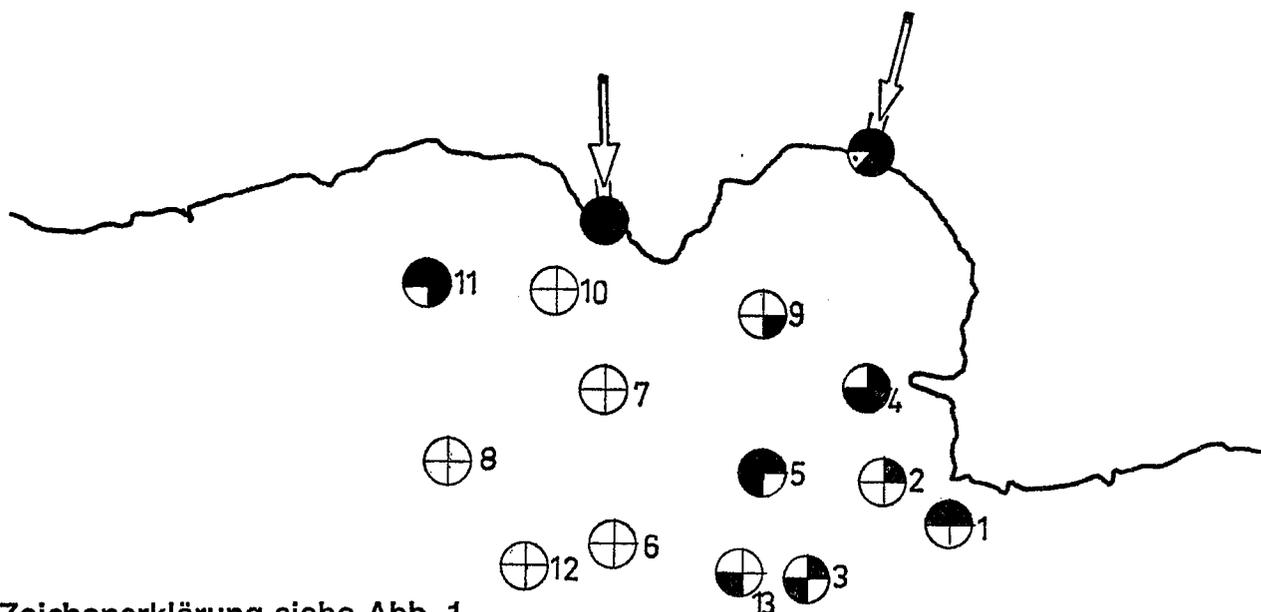
M. 1 : 25000

Chem. Belastung des Wassers

6. 12. 1962



12. 6. 1962



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

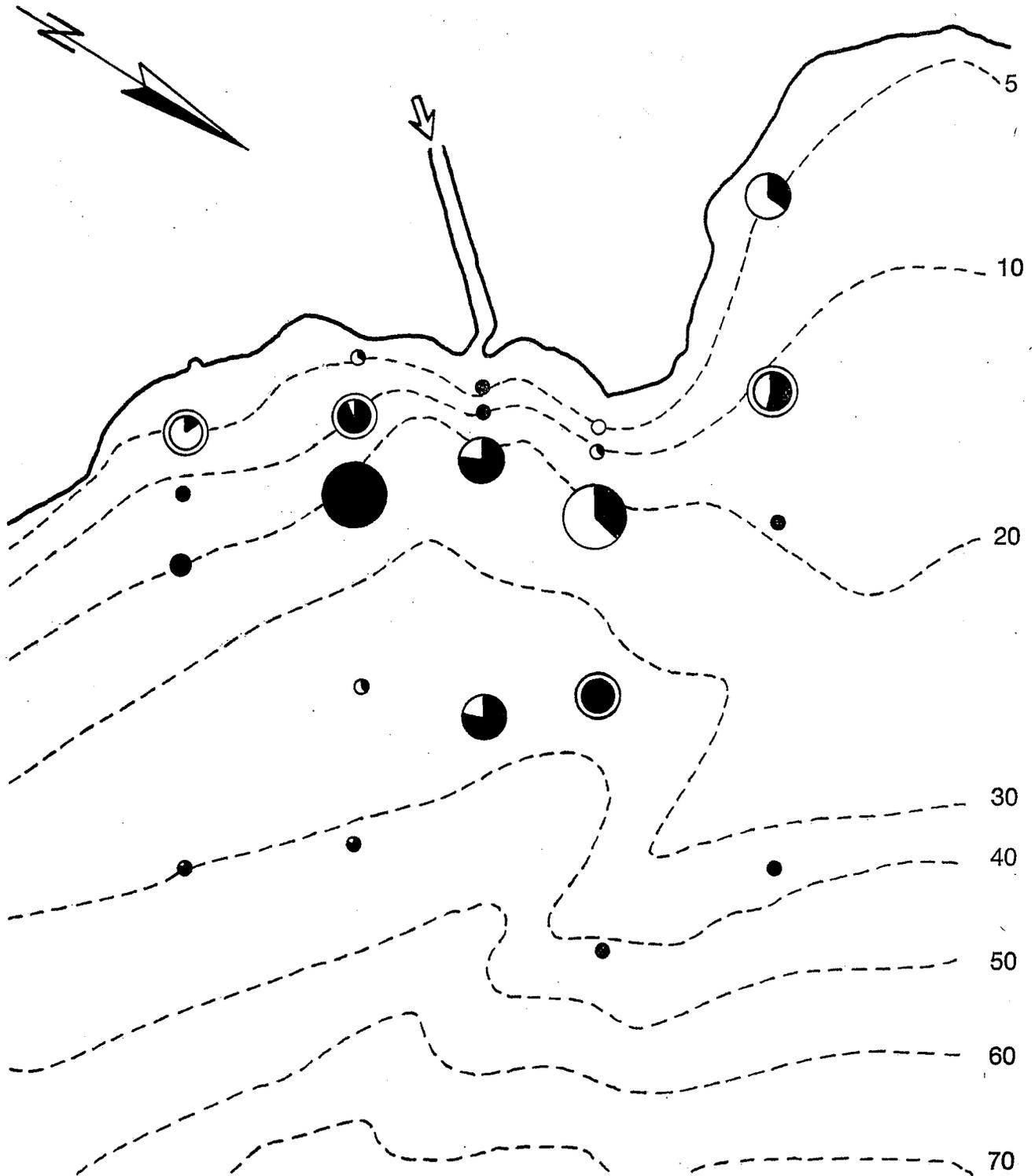
Mündungsgebiet Steinach

Abb. 22

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse IV)*



* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

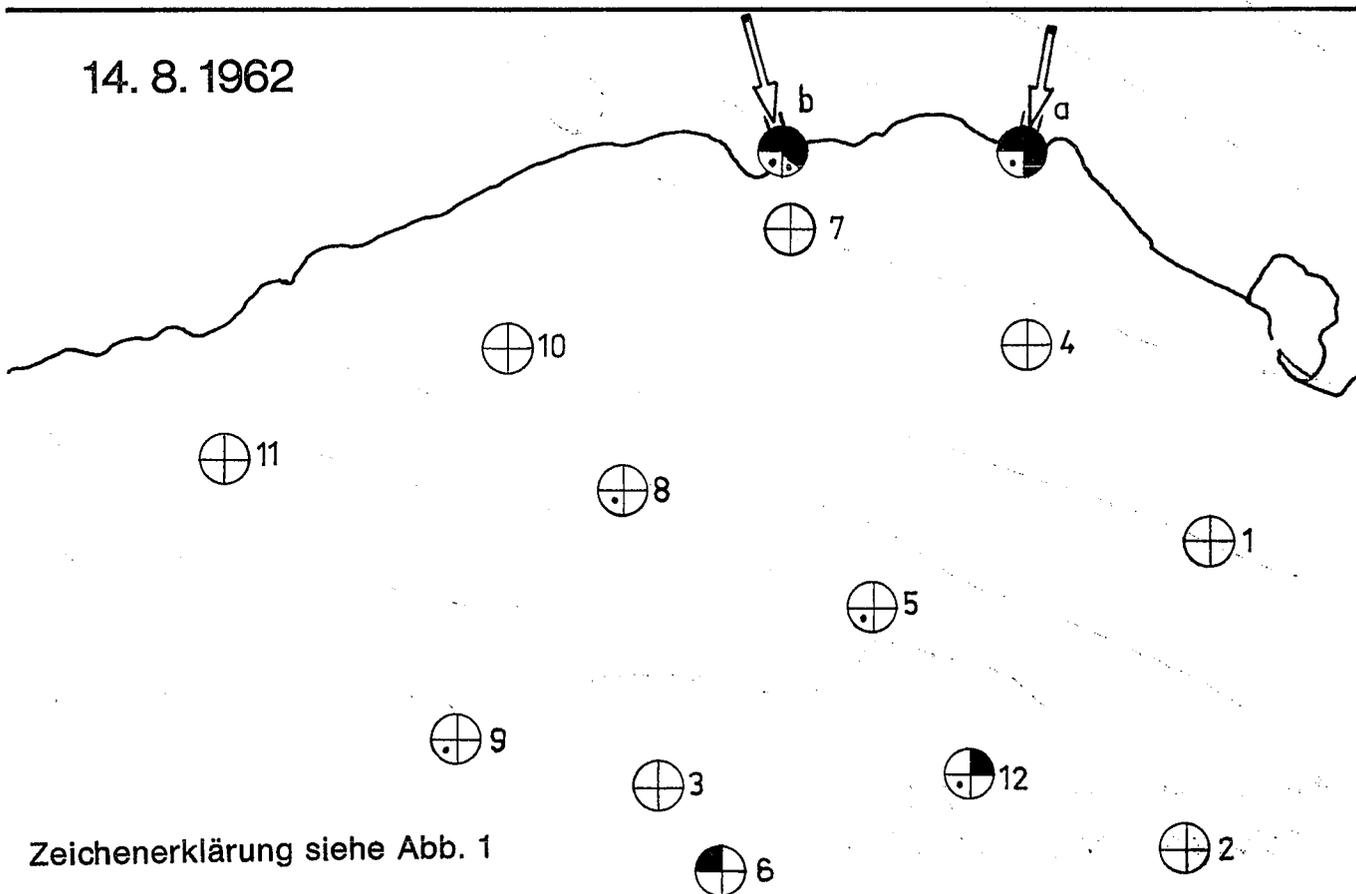
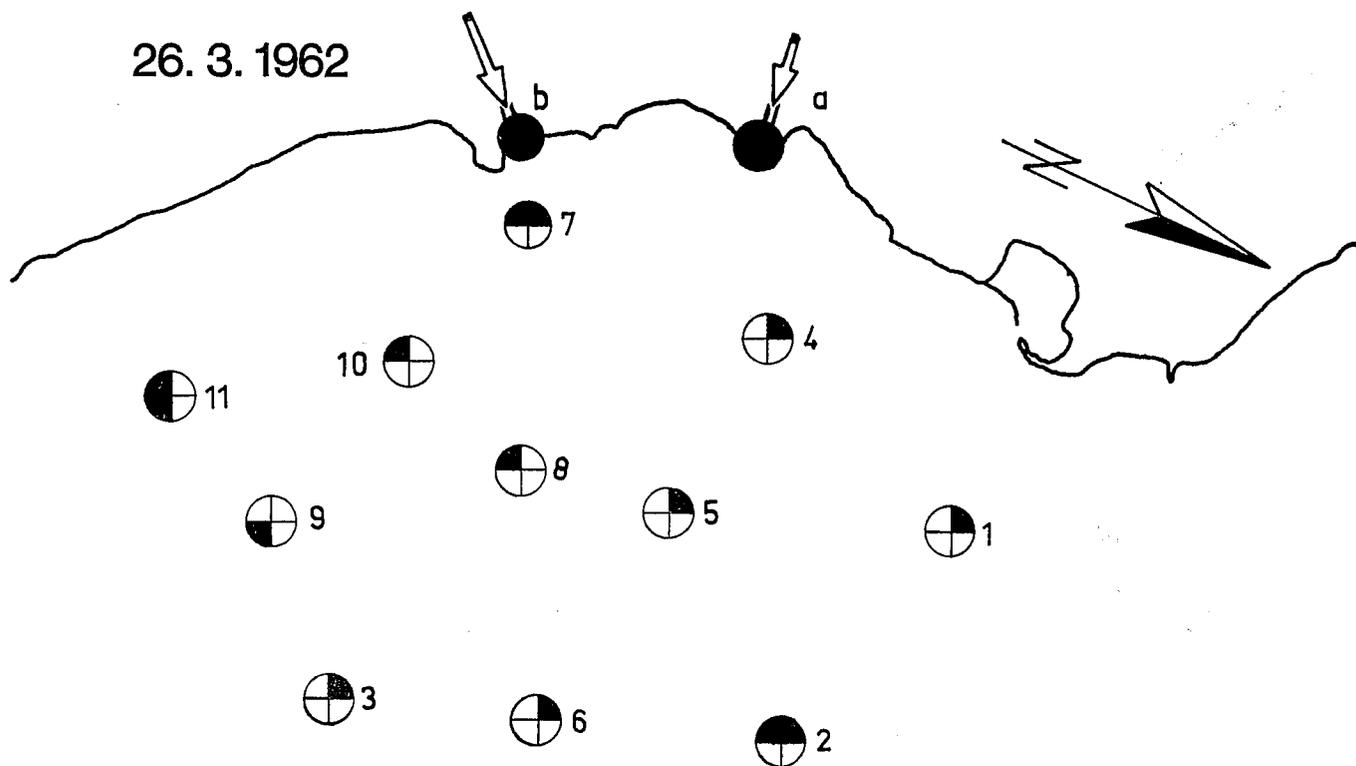
Mündungsgebiete:

Abb. 23

a) Salmsach b) Luxburger Ach

M. 1 : 25000

Chem. Belastung des Wassers



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

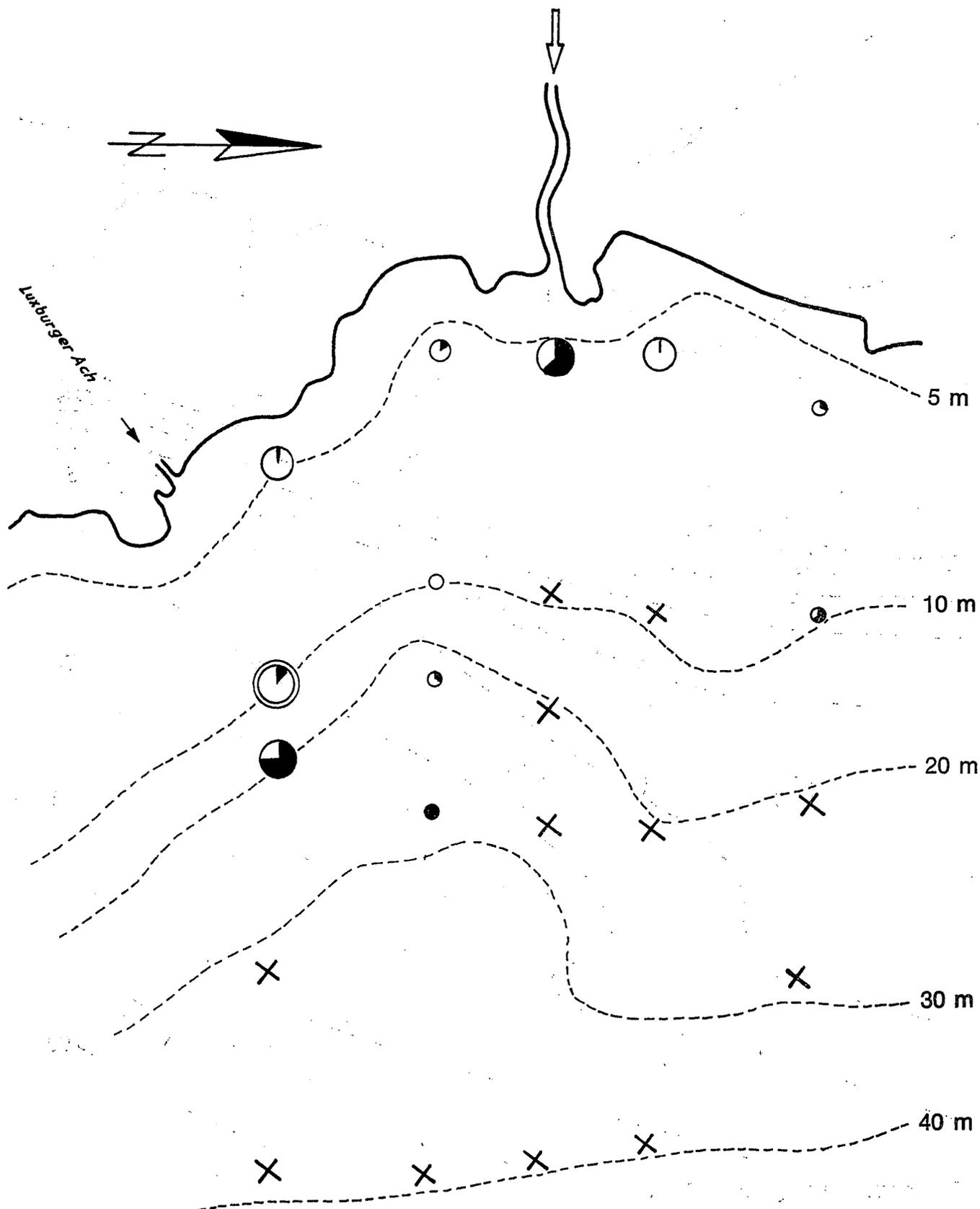
Mündungsgebiet Salmsach

Abb. 24

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

(Güteklasse II-III)*



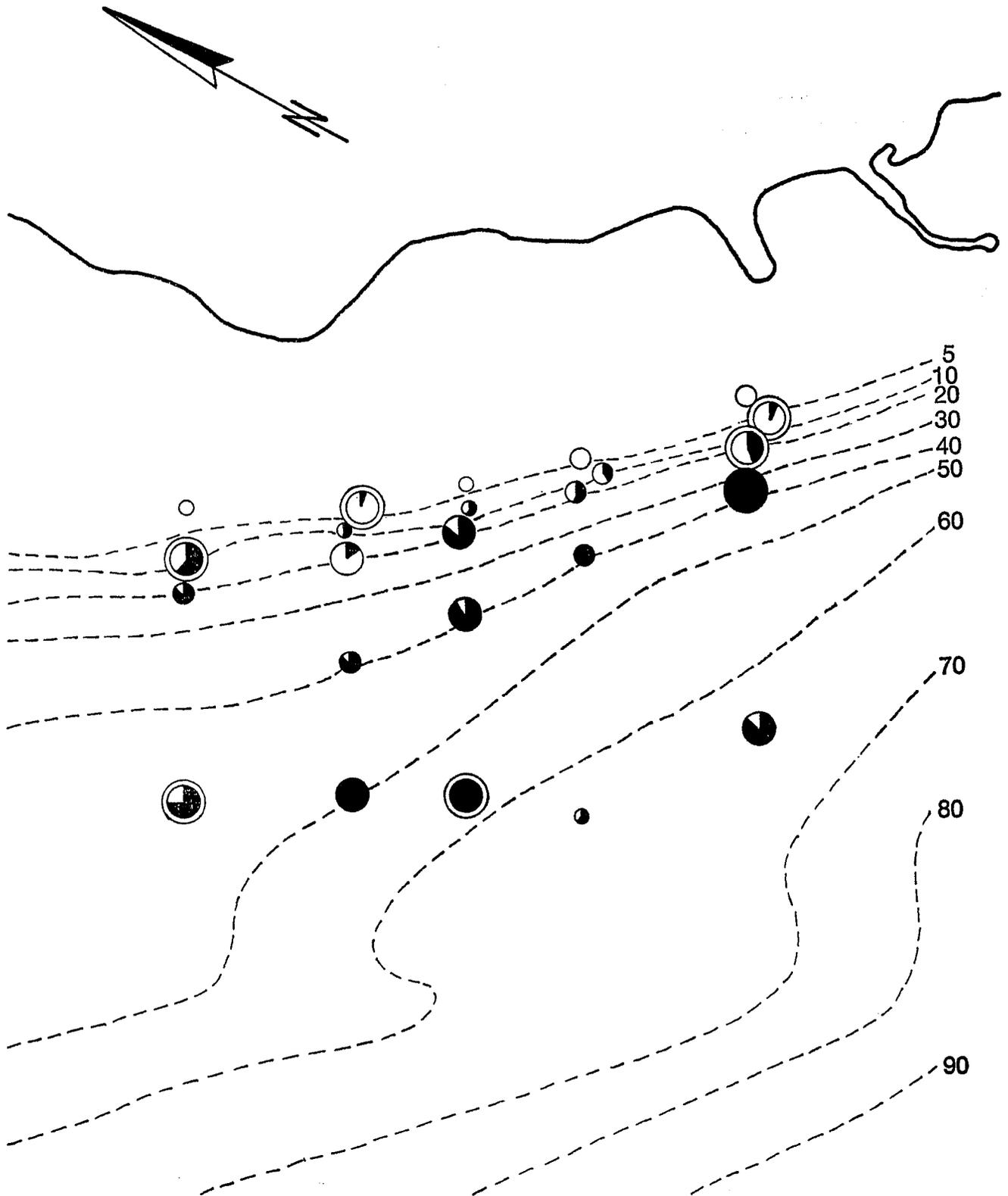
* Wassergüteklasse des Zuflusses
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor Langenargen

Abb. 25

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



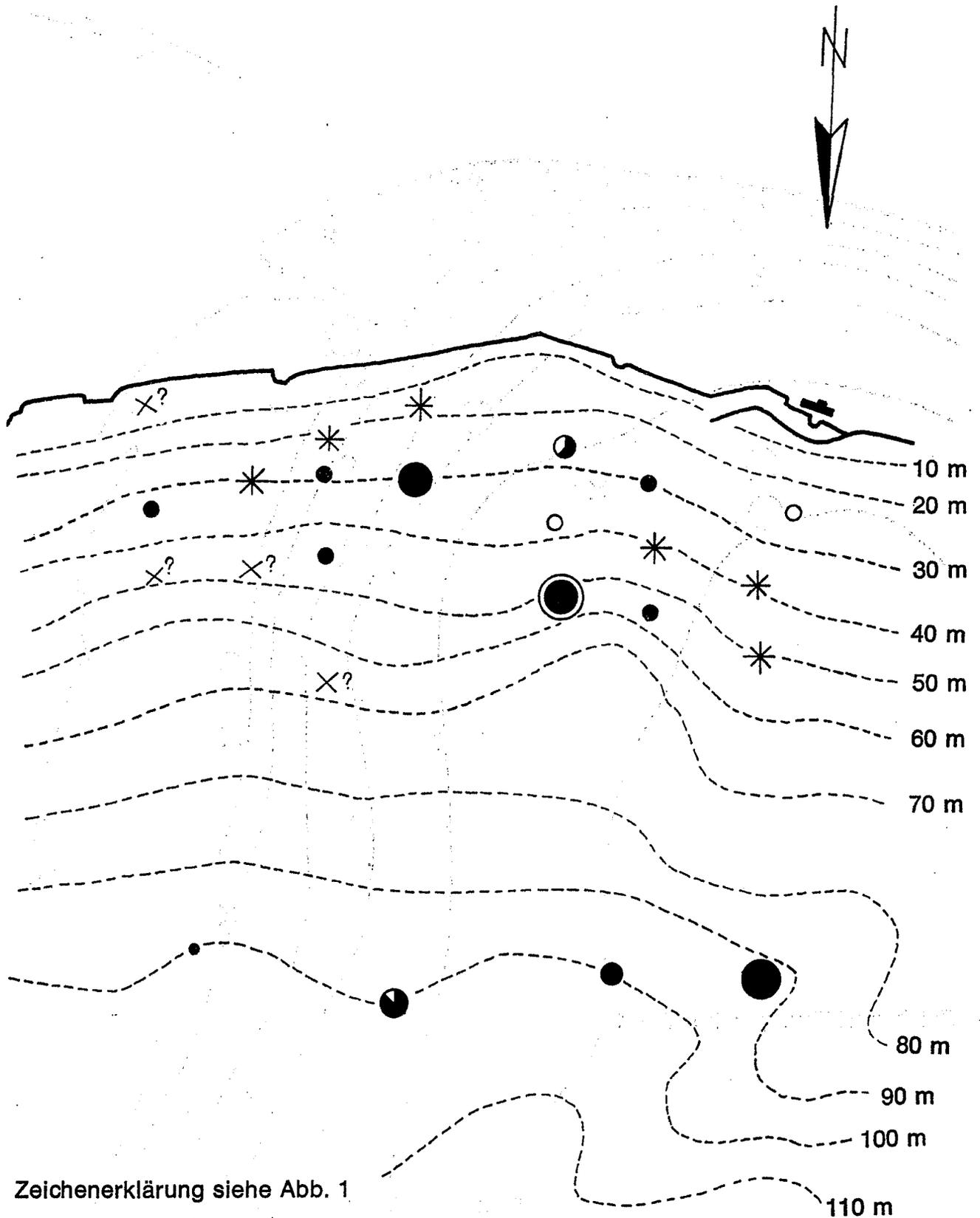
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor Rorschach

Abb. 26

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



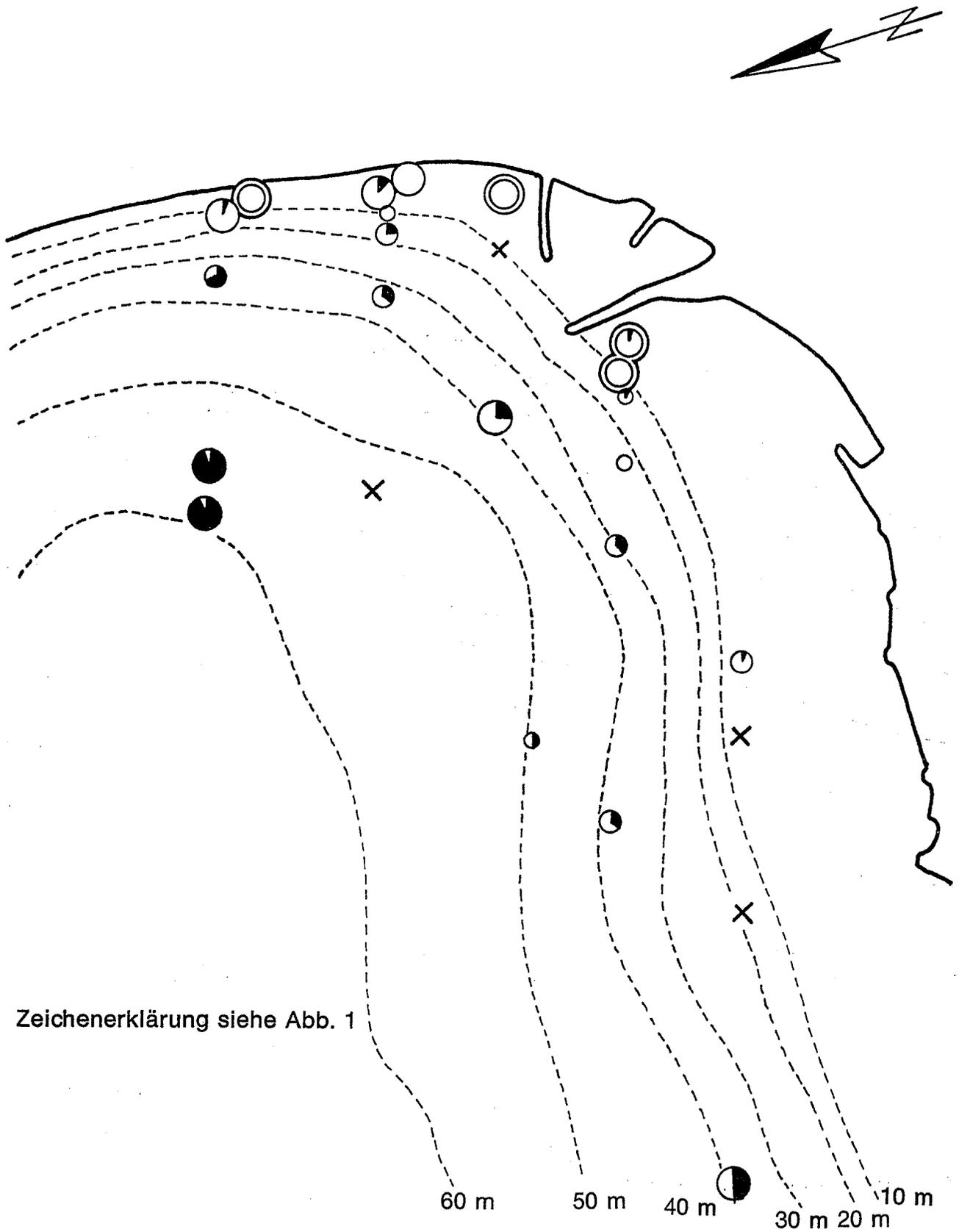
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor Bregenz

Abb. 27

Biol. Gütebild der Seesedimente

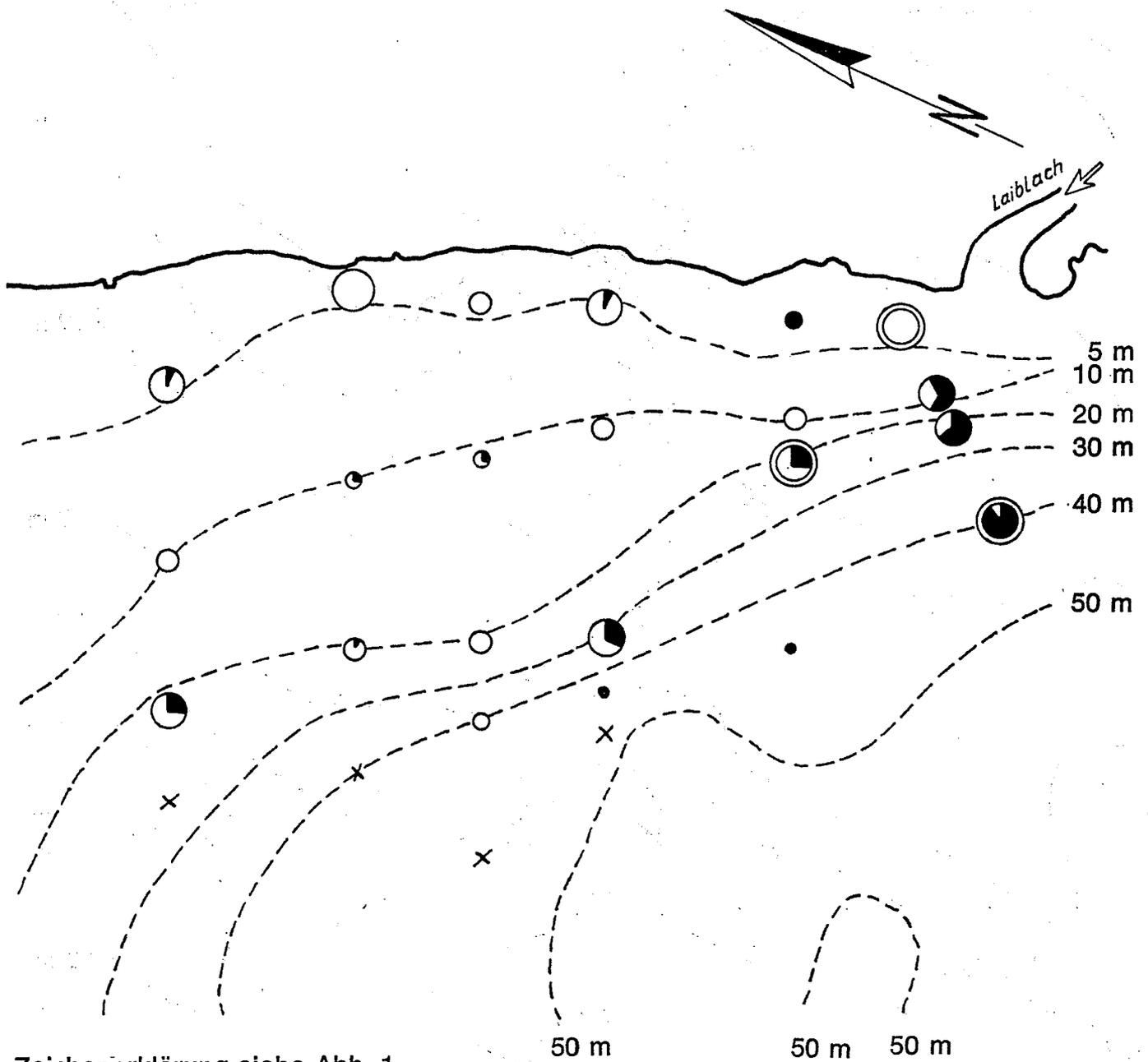
M. 1 : 10000



Uferzone: Lindau-Zech

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



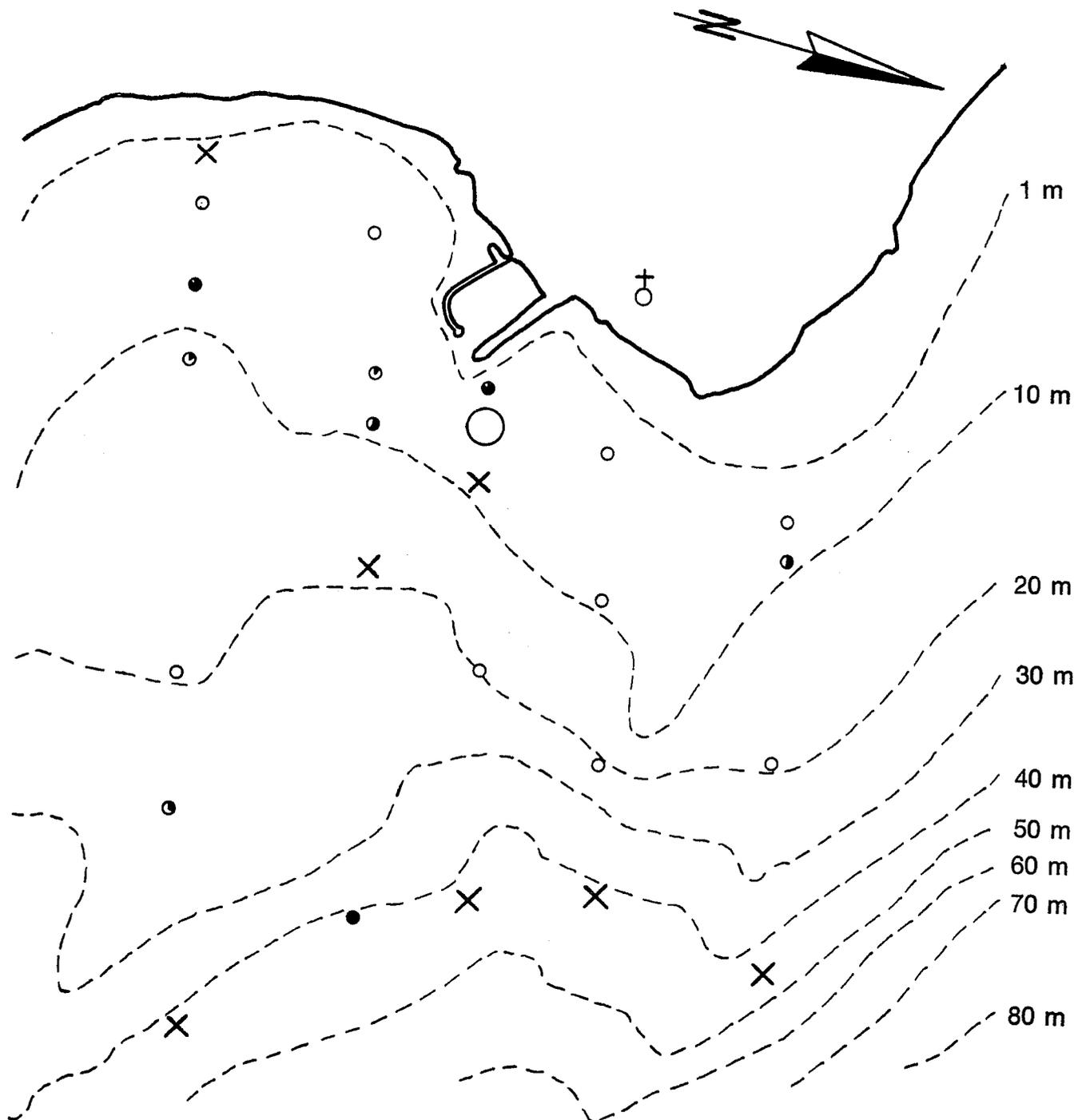
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor Arbon

Abb. 29

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



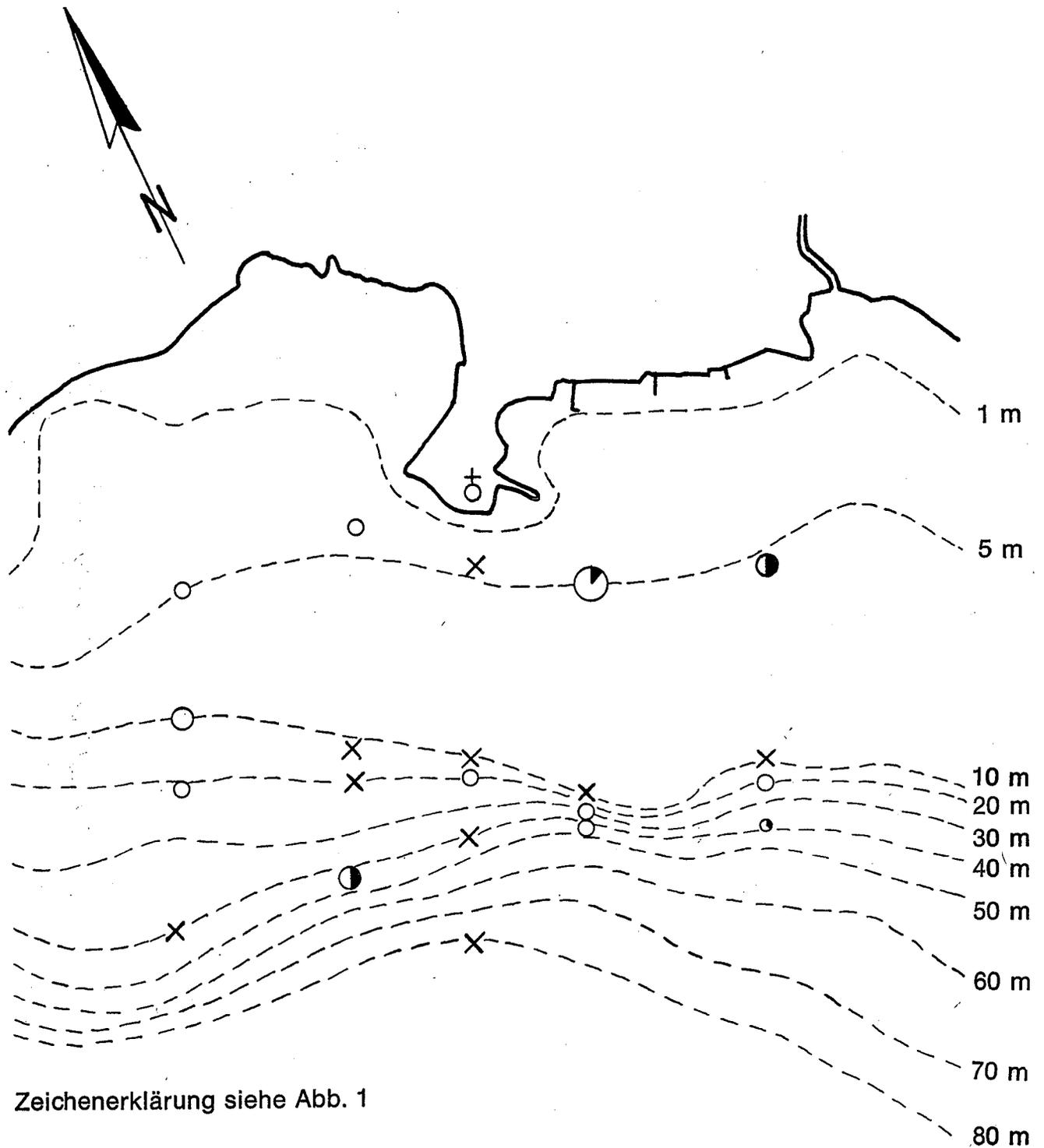
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor Wasserburg

Abb. 30

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



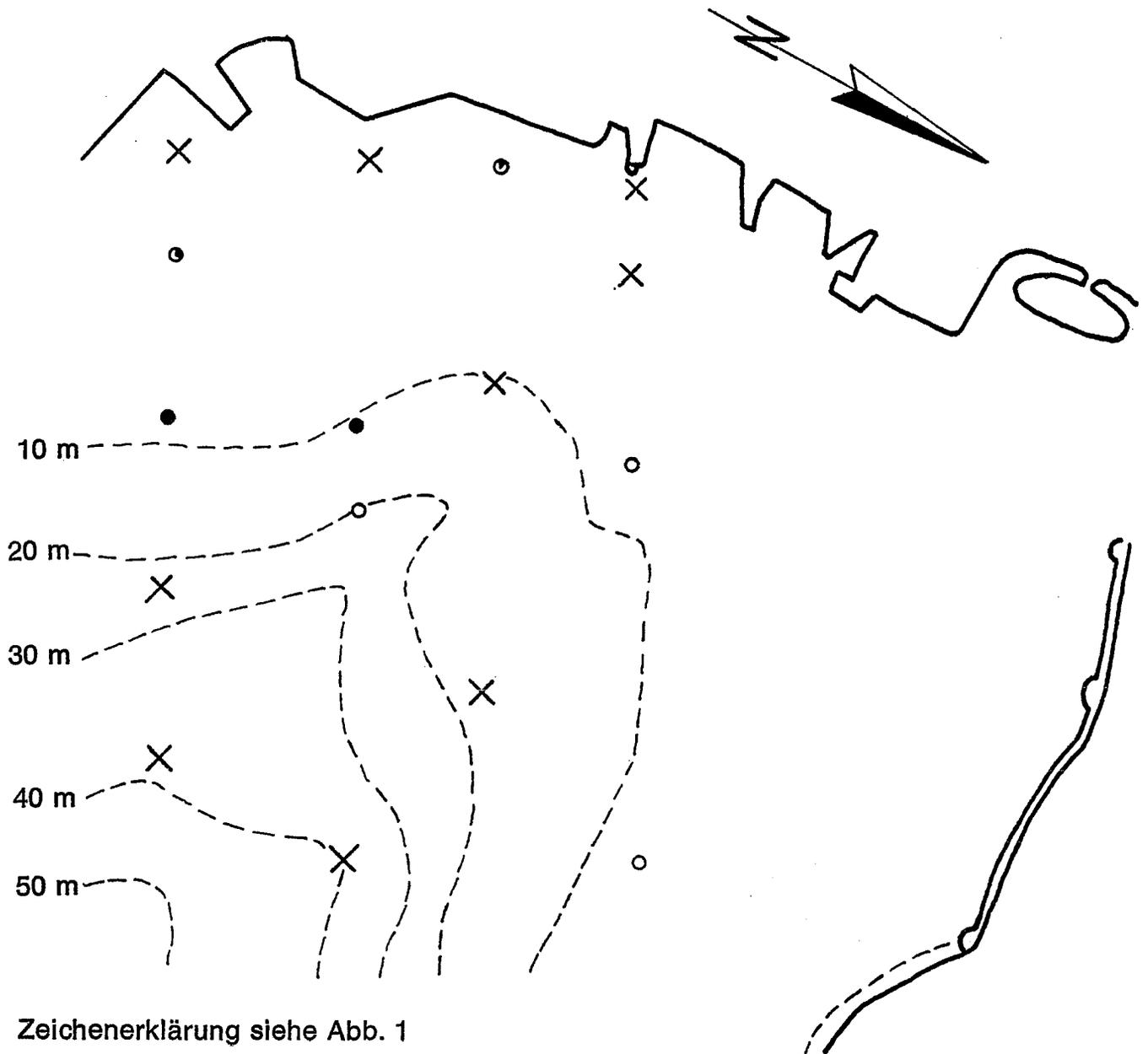
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone Konstanzer Trichter

Abb. 31

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

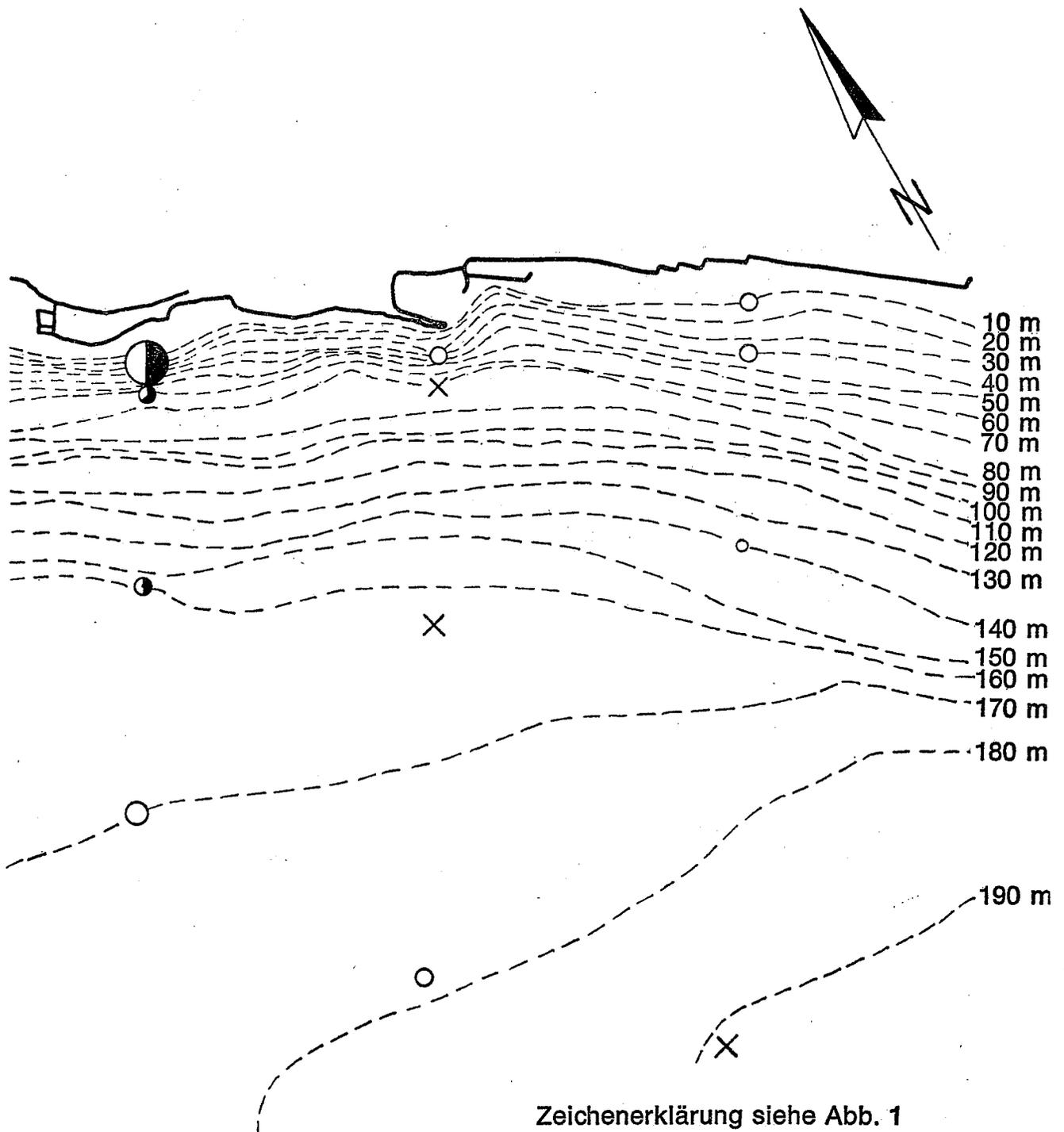


Uferzone vor Meersburg

Abb. 32

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



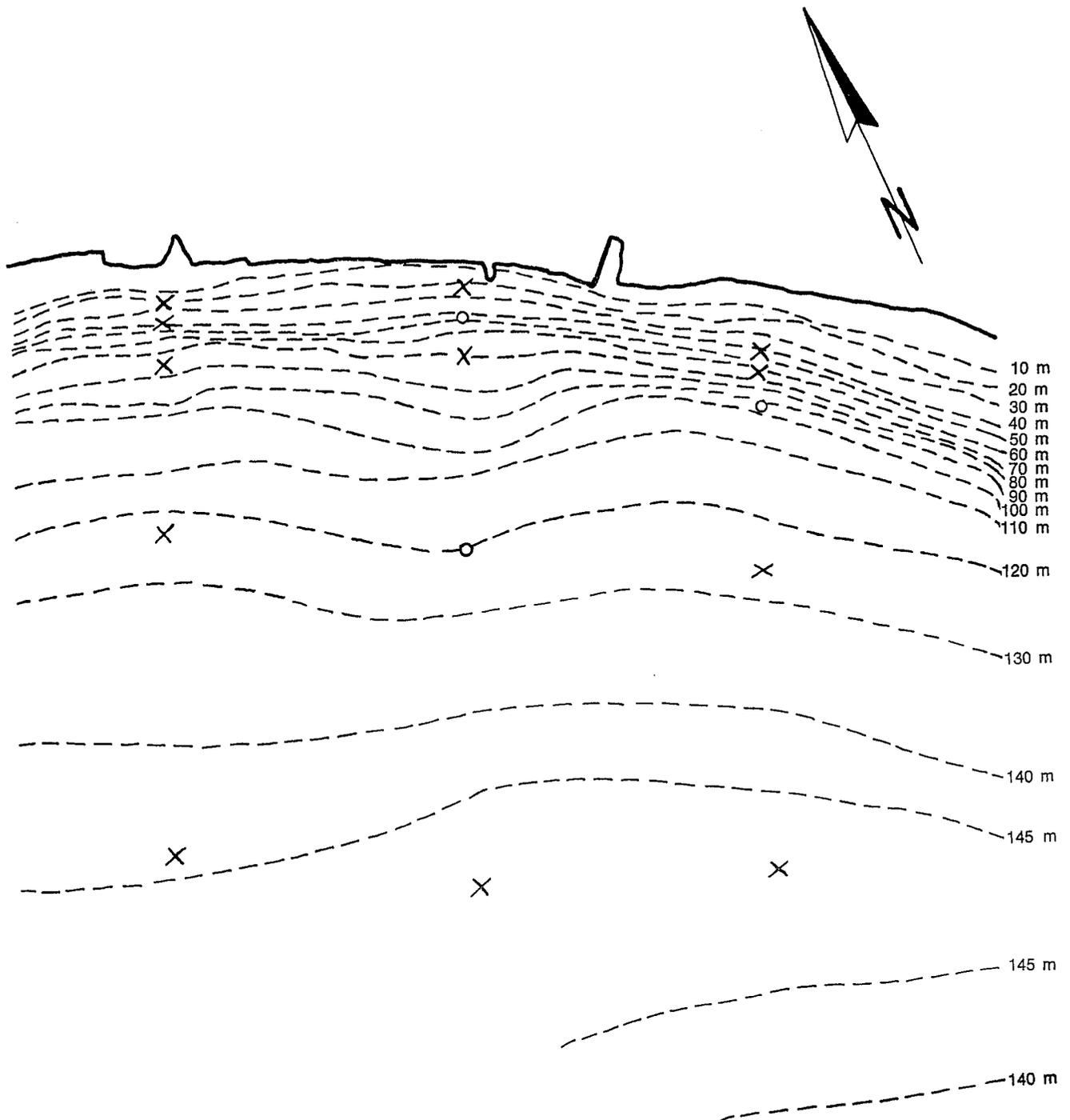
Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Uferzone vor Überlingen

Abb. 33

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

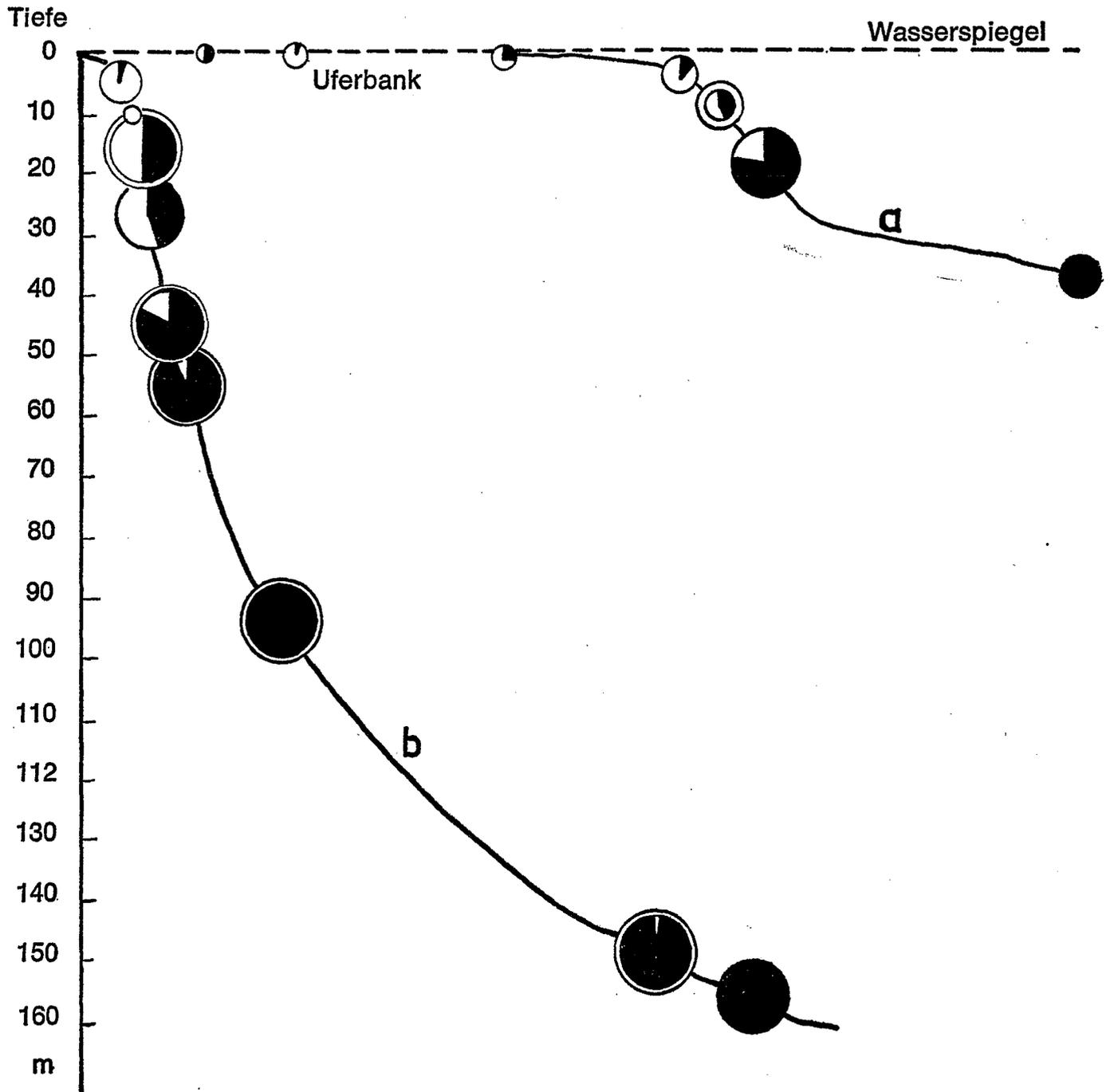
Uferprofile der Mündungsgebiete von

a) Schussen b) Argen

Biol. Gütebild der Seesedimente

M. 1 : 10000

Überhöhung 1 : 10



Zeichenerklärung siehe Abb. 1

Inhalt

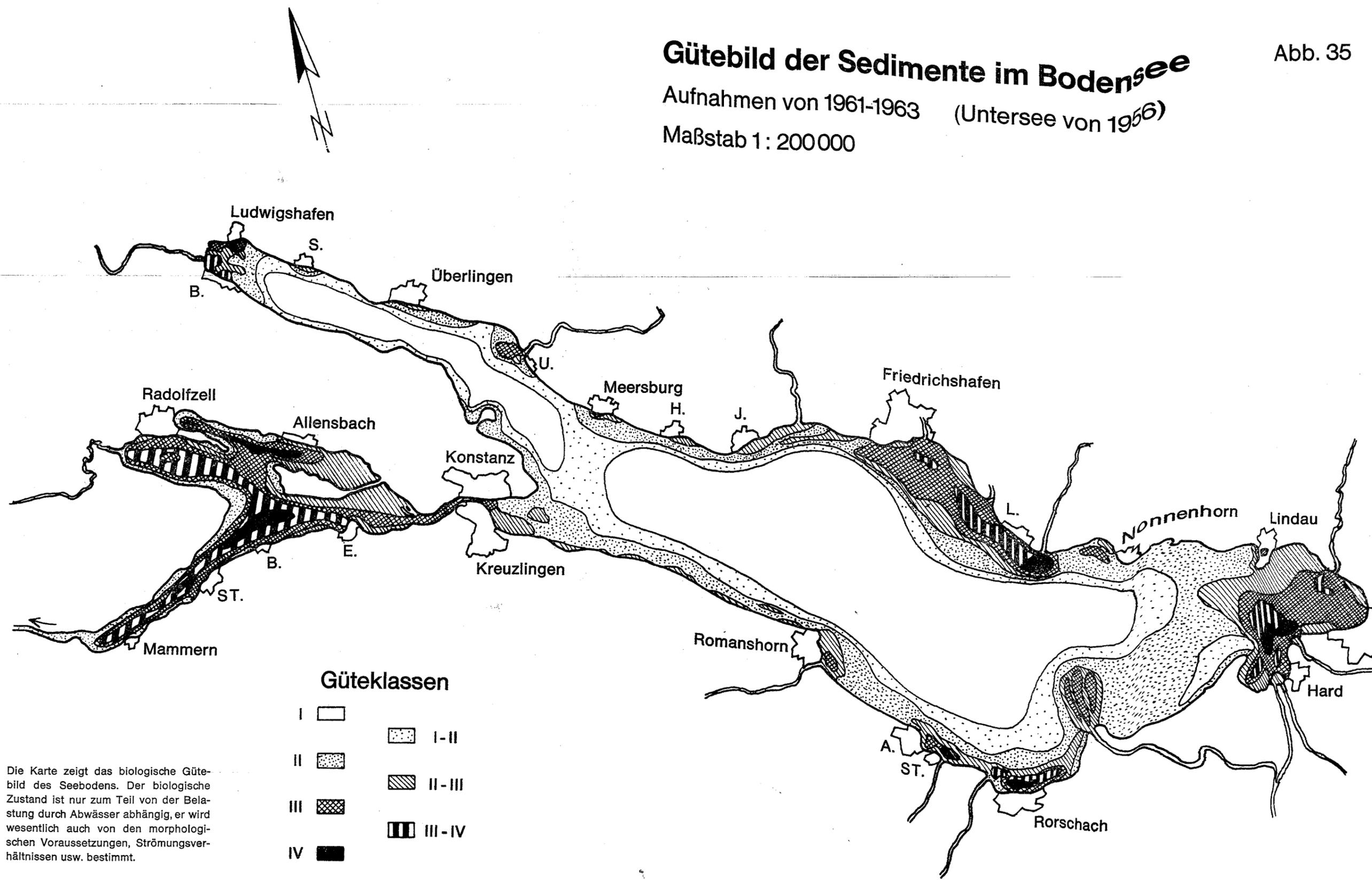
A. Einleitung	3
B. Methodik	3
a) Zur chemischen Belastung des Wassers	3
1. Probenentnahme und Analysenmethoden	3
2. Festlegung der Nachweisbarkeitsgrenzen	4
3. Der Aussagewert der Mischwasseranalysen	4
b) Zur biologischen Güteuntersuchung der Seesedimente	5
1. Untersuchungsgebiete und Technik der Probenentnahme	5
2. Zur Auswahl der Organismengruppe	5
3. Der Indikatorwert der Tubificidenpopulationen	5
C. Die Belastung der Uferzone	7
I. Allgemeines	7
II. Die Mündungsgebiete der Zuflüsse	8
1. Das Mündungsgebiet des Neuen Rheins, der Dornbirner Ach und der Bregenzer Ach	8
2. Das Mündungsgebiet des Alten Rheins	10
3. Das Mündungsgebiet der Argen	11
4. Das Mündungsgebiet der Schussen	12
5. Das Mündungsgebiet der Seefelder Aach	14
6. Das Mündungsgebiet der Leiblach und des Leiblach-Kanals	14
7. Das Mündungsgebiet der Stockacher Aach	15
8. Das Mündungsgebiet der Rotach	16
9. Das Mündungsgebiet der Goldach	17
10. Das Mündungsgebiet der Steinach	18
11. Das Mündungsgebiet der Salmsach	19
III. Uferzonen und Buchten außerhalb der Mündungsgebiete der Zuflüsse	20
1. Die Uferzone vor Langenargen	20
2. Die Rohrschacher Bucht	21
3. Die Bregenzer Bucht	21
4. Die Uferzone vor Lindau-Zech	22
5. Die Uferzone vor Arbon	22
6. Die Uferzone vor Wasserburg	22
7. Der Konstanzer Trichter	23
8. Die Uferzone vor Meersburg	23
9. Die Uferzone vor Überlingen	23

D. Die Wirkungen der belasteten Sedimente auf die Wasserbeschaffenheit	24
E. Besprechung besonderer Untersuchungsergebnisse	25
a) Zur chemischen Belastung des Wassers	25
b) Zum biologischen Gütebild der Seesedimente	27
1. Die Belastung der Seesedimente in Abhängigkeit von der Morphologie der Uferzone	27
2. Die Bedeutung der absoluten Schwebstoff-Fracht der Vorfluter	28
F. Zusammenfassung	29
G. Literatur	31

Gütebild der Sedimente im Bodensee

Aufnahmen von 1961-1963 (Untersee von 1966)

Maßstab 1 : 200000



Die Karte zeigt das biologische Gütebild des Seebodens. Der biologische Zustand ist nur zum Teil von der Belastung durch Abwässer abhängig, er wird wesentlich auch von den morphologischen Voraussetzungen, Strömungsverhältnissen usw. bestimmt.

Güteklassen

I		I-II	
II		II-III	
III		III-IV	
IV			