

Ber. Int. Gewässerschuttkomm. Bodensee: 35, 1987

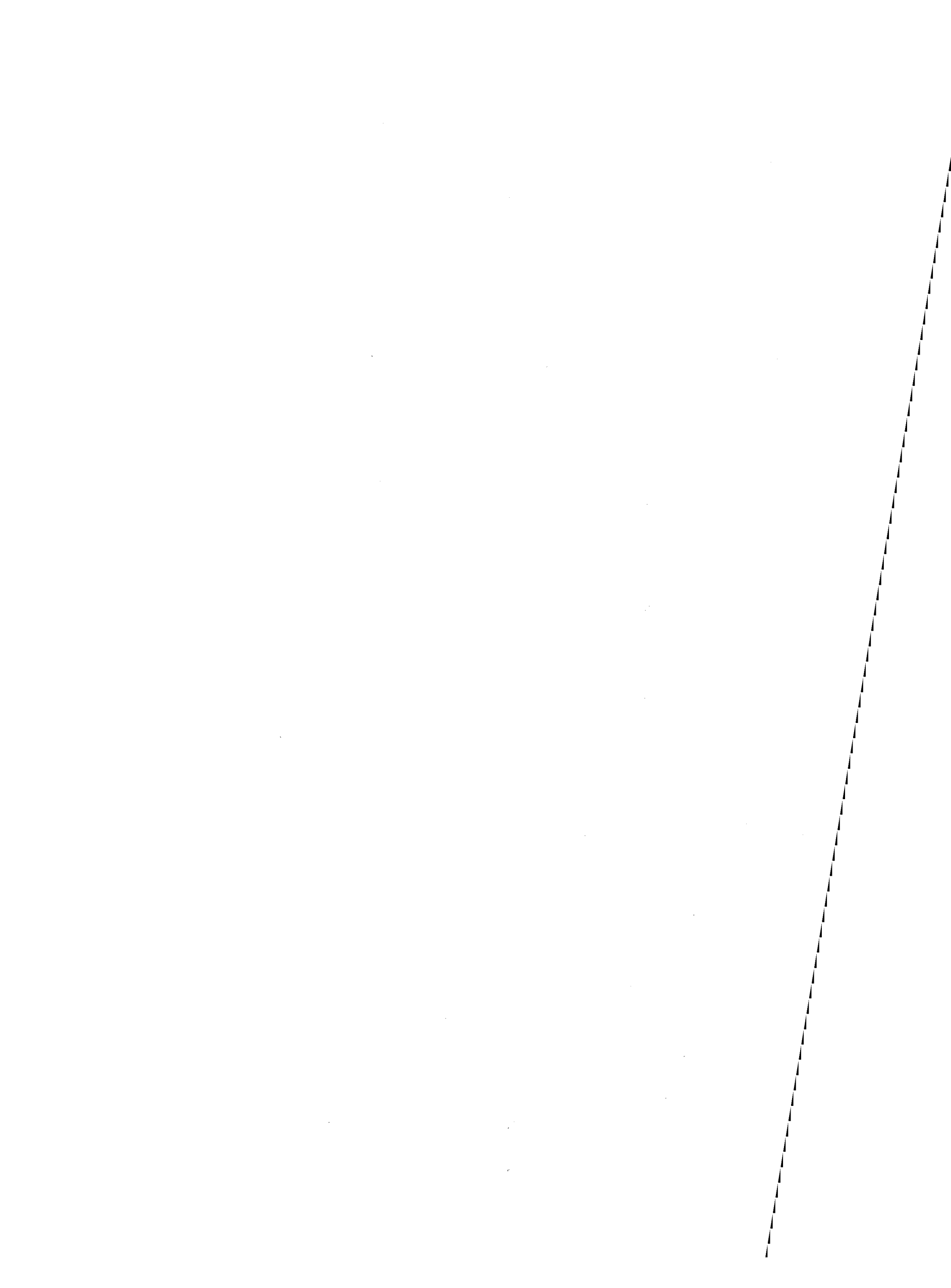
INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE

Bericht Nr. 35

**ZUR BEDEUTUNG DER FLACHWASSERZONE
DES BODENSEES**

INHALT

	Seite
1. EINLEITUNG	5
2. DIE FLACHWASSERZONE ALS LEBENSRAUM	6
2.1 Morphologie und Entstehung der Flachwasserzone	6
2.1.1 Begriffsbestimmungen	6
2.1.2 Untergrundbeschaffenheit	8
2.1.3 Erosion-Sedimentation	10
2.2 Der Wasserkörper der Flachwasserzone	12
2.2.1 Wasserstandsschwankungen	12
2.2.2 Strömung, Turbulenz, Durchmischung	13
2.2.3 Energiezufuhr, verursachende Kräfte der Wasserbewegung	15
2.2.4 Temperatur und Schichtung	16
2.2.5 Licht	16
3. DIE LEBENSGEMEINSCHAFT DER FLACHWASSERZONE UND IHRE FUNKTION	17
3.1 Lebensgrundlagen	17
3.2 Algenflora	18
3.3 Makrophyten	21
3.4 Fauna	24
3.4.1 Struktur der Litoralfauna	25
3.4.2 Der besondere Wert der obersten Flachwasserzone	26
3.4.3 Auswirkungen des Substrates und der Ufergestaltung auf Artenzahl und Individuendichte der Bodenfauna	29
3.5 Heterotrophe Mikroorganismen	33
4. SCHLUSSBEMERKUNGEN	36
5. LITERATUR	38



1. EINLEITUNG

Die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) hat anlässlich ihrer 27. Tagung im Mai 1981 ihre Sachverständigen beauftragt, sich mit den Wirkungszusammenhängen in der Flachwasserzone des Bodensees - auch in Beziehung zu Freiwasser, Seeboden und Zuflüssen - zu befassen. Dabei war unter anderem zu klären, welche besonderen limnologischen Eigenschaften die Qualität dieses Seebereichs ausmachen. Zur Beantwortung wurden neben eigenen Untersuchungen auch Aussagen in der zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Literatur ausgewertet, soweit die beschriebenen Verhältnisse grundsätzlich oder auch bis ins Einzelne gehend auf den Bodensee übertragbar waren. Dieser Bericht ist somit eine Bestandsaufnahme derzeitiger limnologischer Kenntnisse und läßt Schlüsse über die Wichtigkeit der Flachwasserzone im Seegeschehen aus der Sicht des Gewässerschutzes zu. Ebenso kann er als Hilfe bei der Beurteilung sowohl von internen Vorgängen in der Flachwasserzone als auch von bereits durchgeführten oder geplanten Maßnahmen in diesen Seebereichen herangezogen werden.

Am Bericht haben mitgearbeitet:

Ing. H. Fries, Frauenfeld

Dr. E. Hollan, Langenargen

Dipl.-Ing. S. Illert, Langenargen (Koordinierung)

Dr. H. Müller, Langenargen

Dipl.-Ing. F. Osterkorn, Bregenz

Dipl.-Chem. R. Ott, St. Gallen

Dr. W. Sanzin, München

Dr. B. Wagner, Bregenz

sowie Dr. Ch. Steinberg, München

Die Literatúrauswertung, die diesem Bericht mit zugrunde liegt, wurde 1986 von Dr. Peter Schaber, Innsbruck vorgenommen. Sie stellt die erste Zusammenstellung der wissenschaftlichen Literatur zum Themenkreis "Flachwasserzone" dar.

2. DIE FLACHWASSERZONE ALS LEBENSRAUM

2.1 Morphologie und Entstehung der Flachwasserzone

Das Becken des in der tertiären Molasse gelegenen Bodensees wurde in seiner jetzigen Gestalt vor allem durch die Tätigkeit des Rheingletschers während der letzten Eiszeit und - in geringerem Maße - durch tektonische Einflüsse im Bereich des Überlinger Sees geformt.

Wie in den meisten größeren Seen läßt sich das Becken des Bodensees in Uferbank, hier auch Wyse genannt, Halde und Schweb (Tiefenwasserbereich) untergliedern.

Der Entstehung nach handelt es sich bei den flachen Uferbereichen des Bodensees vor allem um durch Erosion entstandene Ufer, die in beständig wirkenden natürlichen Vorgängen ihre Ursache haben. Durch die Brandung erodiertes Material wird durch Wellenbewegung und Strömung sowohl parallel zum Ufer als auch in Richtung Seemitte transportiert, an der Halde deponiert oder in die Seetiefe weiterverfrachtet. Durch die Erosion am Ufer und die seeseitigen Ablagerungsvorgänge tritt eine ständige Verbreiterung der Uferbank bei gleichzeitiger Verminderung ihrer Neigung ein. Diese Art des Ufers wird als Erosionsufer oder Abtragungsufer bezeichnet. Ablagerungs- und Akkumulationsufer treten im Bereich von Zuflußmündungen auf, wo mitgeführte Schwebstoffe in Form von Mündungsdeltas in den See vorgeschoben werden und eine Auflandung bewirken.

2.1.1 Begriffsbestimmungen

Die Flachwasserzone ist mit der Uferbank oder Wyse gleichzusetzen, was im wesentlichen dem Litoral bzw. dem Bodenareal dieses Seeteils entspricht. Aus limnologischen und hydrologischen Gründen wird im Bodensee die Flachwasserzone landseitig durch die mittlere Hochwasserlinie (MHW), seeseitig durch die 10-m-Tiefenlinie abgegrenzt, die etwa mit der Haldenkante übereinstimmt. Zwischen der seeseitigen Grenze und der Linie des niedersten Niederwasserstandes liegt die Zone der ständig überfluteten Uferbank. Die daran landseitig anschließenden Bereiche sind entsprechend der Jahresperiodizität verschieden lang überflutet (Abb. 1).

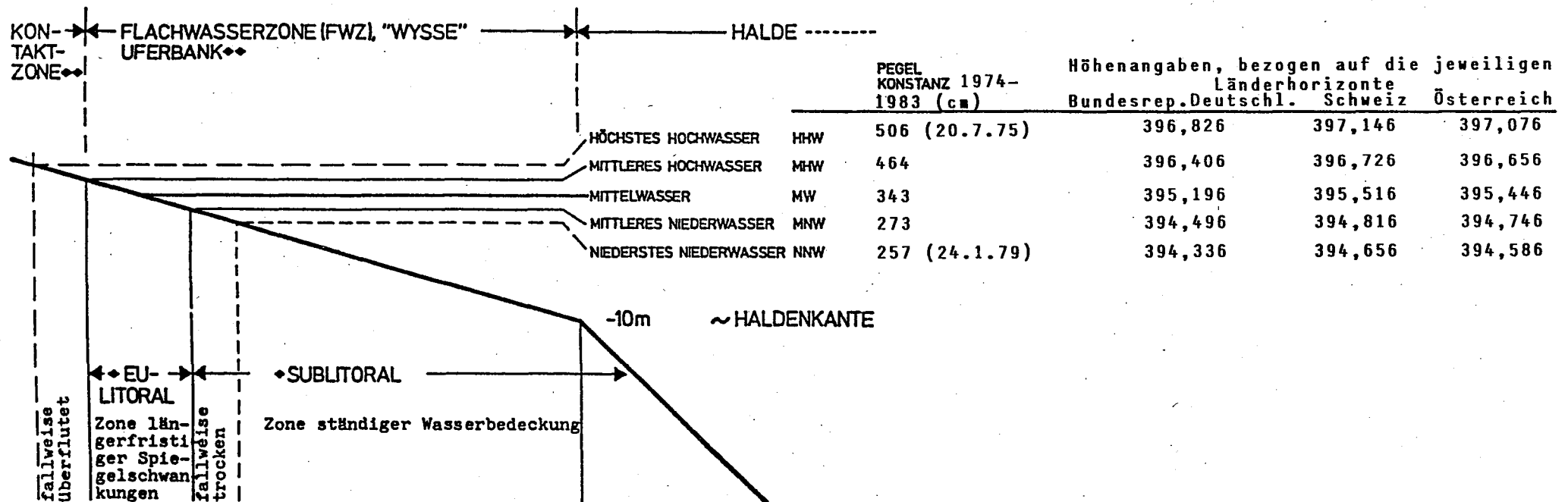


Abb. 1:-Definition der FLACHWASSERZONE im Bodensee. (♦ Einteilung nach Ruttner 1962, ♦♦ Definition nach Ministerium für Ernährung ... 1981)

-Pegelangaben aus dem Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Rheingebiet: Teil I, Hoch- und Oberrein, 1983

-Die Umrechnungen der Pegelstände auf die Höhenhorizonte der Anliegerstaaten erfolgte nach MALLAUN, 1983

Durch die 10-m-Tiefenlinie als festgelegte seeseitige Begrenzung der Flachwasserzone ergeben sich für die verschiedenen Seeteile (Obersee, Überlinger See, Untersee) unterschiedliche Anteile an flächenmäßiger Ausdehnung und Wasservolumen.

Die Breite der Uferbank schwankt zwischen

- 20 bis 30 m bei Meersburg, Überlingen oder Wallhausen und
- 2000 m am Rhein- oder Rohrspitz.

Verbesserte Angaben zu den morphometrischen Verhältnissen des Bodensees sind nach Abschluß der derzeitigen Tiefenvermessung zu erwarten. Ansonsten kann auf Kiefer (1972) zurückgegriffen werden.

2.1.2 Untergrundbeschaffenheit

Untersuchungen über die Sedimentverhältnisse im Bodensee wurden bereits im letzten Jahrhundert begonnen. Dabei wurden der qualitative Gehalt von Mineralien sowie - im Glührückstand - der prozentuale Anteil von Metalloxiden festgestellt. Im Bodensee tritt im allgemeinen das klassische Verteilungsmuster der Korngrößen und Sortierung in Abhängigkeit von der Entfernung vom Ufer bzw. von der Intensität der Wasserbewegung auf (Hakanson 1977, Lermann 1978, Sly 1978, Hakanson und Jansson 1983). Die ausgeprägteste Sortierung und die größten Korngrößen treten im Uferbereich auf. Mit zunehmender Tiefe wird die Sortierung schwächer und die Korngröße geringer. Die Korngröße nimmt vom Strand zur Wyse, von der Wyse zur Halde und von der Halde zum Schweb jeweils um den Faktor 10 ab (G. Müller 1966 a). Im Bereich des Nordufers lag der Median der Korngröße zwischen 1,4 mm (Grobsand) und 3,5 mm (Feinkies), wobei 2-15% des Sediments Korngrößen von mehr als 6,3 mm aufweisen. Ein deutlicher Sprung in der mittleren Korngröße läßt sich in der Tiefe unterhalb von etwa 10 m erkennen, wo der Median bei weniger als 0,063 mm liegt (G. Wagner 1968 a, 1969).

Die Korngrößen weisen im Untersee etwa dieselben Verhältnisse auf, jedoch ist der Einfluß der Wellenwirkung nicht so deutlich erkennbar wie im Obersee, da infolge der kürzeren Windwege die Wellenlänge und somit die Eindringtiefe der Wellen geringer ist (Schöttle 1969).

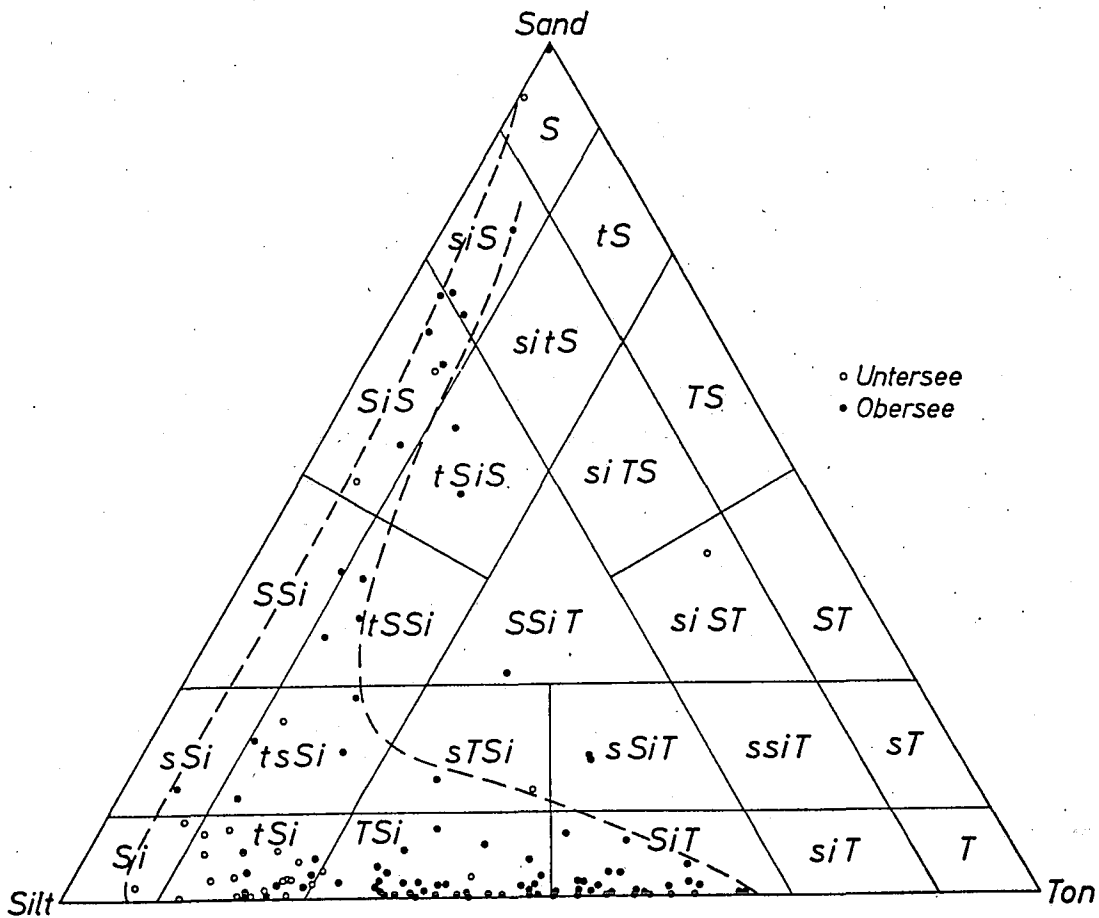


Abb. 2: Mechanische Zusammensetzung der Bodenseesedimente, dargestellt im Sand-Silt-Ton-Dreieck (nach G. Müller 1966)
 S = Sand, s = sandig, Si = Silt, si = siltig, T = Ton, t = tonig;
 Bsp.: toniger Sandsilt, tsSi = tonig sandiger Silt

Die Sedimentzusammensetzung stellte G. Müller (1966 b) in einem Sand-Silt-Ton-Dreieck (Abb. 2) dar. Dabei wurde eine Unterteilung in 5 Typen getroffen, wovon für die Flachwasserzone im Uferbereich vor allem der Typ I (Sand -z.T. tonig, siltig) zutreffend ist. Die eigentlichen Ufersedimente wurden allerdings nicht miteinbezogen. Typ 2 (Siltsand + Sandsilt; z.T. tonig) ist das typische Sediment der Wyse und des ufernahen Bereichs der Halde.

In den Kiesen und Sanden der Uferbereiche, die in der Wyse in Sandsilt und Siltsand übergehen, fanden sich in Gesteinsfragmenten Feldspate und Quarz. Calcit und Dolomit waren mit 15 - 35% des Mineralanteils vertreten.

Eine beachtliche Rolle spielten in den Ufersanden detritische Abfallstoffe, die im Mittel 8,6 Volumenprozent ausmachen, wobei das Nordufer von Obersee und Überlinger See mit 10,6% stärker belastet war als das Südufer mit 7,3%. Der höchste Einzelwert von 23,8% wurde im Untersee bei Radolfzell beobachtet.

An biogenen Bildungen waren in der Flachwasserzone Calcit und Aragonit erheblich beteiligt. Calcit, der auch detritisch angeliefert werden kann, wird vor allem als Seekreide von Algen und Makrophyten abgeschieden. Diese Ablagerungen erreichen zum Teil erhebliche Mächtigkeiten. In Verbindung mit Muschelschalen oder Schneckenresten bilden kalkabscheidende Algen mächtige Ablagerungen als Onkoiode verschiedener Größe, die bevorzugt auf krümeligen, karbonatreichen Sedimenten der Litoralzone angetroffen und auch als Schnegglisande bezeichnet werden.

Für den Gnadensee wurde von Schöttle (1969) eine jährliche Sedimentablagerung biogen entstandener Karbonate von 7.000 t angegeben, während die allochthon eingebrachten Karbonate mit 700 t nur 10% erreichten. Daraus läßt sich eine jährliche Sedimentationsrate von etwa 1 mm/Jahr errechnen.

2.1.3 Erosion - Sedimentation

Erosion und Sedimentation, hervorgerufen durch die Einwirkung der Wellenbewegung, sind die formenden Vorgänge für Ufer und Boden der Flachwasserzone (z.B. Hakanson und Jansson 1983).

Menge und Qualität der bei Sturm oder Hochwasser bewegten Sedimente ist vor allem von der Wassertiefe abhängig. Mengenmäßig können erhebliche Werte erreicht werden. In 1 m Tiefe wurden z.B. von Sießegger (1970) in der Friedrichshafener Bucht Umlagerungen bis zu 25,5 kg Sediment (berechnet als Trockenmasse) pro m^2 und Tag festgestellt, wobei sandige Fraktionen von mehr als 0,063 mm zwischen 50 und 80% Anteile erreichten. In 1 bis 2 m Tiefe konnte ein Rückgang der umgelagerten Sedimente auf 4,5 kg/m^2 . Tag und in 2 bis 5 m auf 2 kg/m^2 . Tag beobachtet werden.

Bei Hochwasser erfolgte die Sedimentumlagerung nur in dem unmittelbar vor der Schussenmündung liegenden makrophytenfreien Streifen, bei Sturm jedoch im gesamten direkten Uferbereich des Litorals zwischen Friedrichshafen und Langenargen. Bei den am See vorherrschenden Nordwestwinden wurden die Sedimente fast ausschließlich von Nordwest nach Südost und mehr oder weniger uferparallel umgelagert.

Als Einteilungskriterium für die Dynamik der Bodenareale können verschiedene Zonen unterschieden werden (Håkanson und Jansson 1983). Als *Erosionsareale* werden solche Zonen verstanden, in denen keine Deposition von Feinmaterial erfolgt. In *Transportzonen* wechseln sich Akkumulationsperioden (oft längere Zeit zwischen Winter und Sommer) mit Perioden von Resuspension und Transport ab, die von kürzerer Dauer sind und in Verbindung mit Durchmischungsperioden infolge von Starkwindereignissen auftreten. Von *Akkumulationszonen* spricht man, wenn auf Arealen Feinmaterialien und mittlerer Silt mit einer Korngröße von weniger als 0,063 mm kontinuierlich abgelagert werden können.

Erosionsareale treten vor allem in Ufer- und Seichtbereichen auf und sind durch harte oder verfestigte Depositionen (u.a. glatter Fels, Kies, Sand) gekennzeichnet. Transportareale sind variabel; die dort vorhandenen Sedimente reichen von Sanden bis zu lockerem Schlamm. Bei Akkumulationsarealen handelt es sich in der Regel um Gebiete im Strömungsschatten bzw. um kaum durchströmte Buchten (Tab. 1).

Tabelle 1: Anstehende Formation und Sedimenttypen nach Art der Dynamik (nach Hakanson und Jansson 1983)

Sedimenttyp	Art der Dynamik	Wassergehalt (%) der Oberflächensedimente
glatter Fels Felsblöcke	Erosion	0
Geröll, Mu- schelschalen	Erosion	10
Kies, Sand	Erosion	10-20
Sand	Erosion	20-50
Sandiger Silt	Transport	50-80
Harter Ton	Transport	50-60
Feine Sedimente (siltig)	Akkumulation	75-85
Sehr feine Se- dimente (schlam- mig)	Akkumulation	85-99

2.2 Der Wasserkörper der Flachwasserzone

2.2.1 Wasserstandsschwankungen

Nach dem Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch 1983 beträgt das Jahresmittel (bezogen auf die Jahresreihe 1974 bis 1983) des Wasserstandes im Obersee am Pegel Konstanz 343 cm. Der niedrigste Wasserstand tritt gewöhnlich im Februar ein, der höchste im Juli. Die Pegelschwankung beträgt im langjährigen Mittel 154 cm. Inwieweit sich die Situation durch flußbauliche Maßnahmen an den Hauptzuflüssen und durch Stauhaltungen im Einzugsgebiet verändert hat, wird derzeit erhoben.

Kurzfristige Wasserstandsschwankungen wurden bereits im 16. Jahrhundert von Schulthaiss (zit. in Hollan et al. 1984) beobachtet. In der Folge wurde das Phänomen dieser Seiches, die am Bodensee als An- und Auslaufen bezeichnet werden, z.B. von Zeppelin (1901) beschrieben. Eine mathematische Formulierung der ersten 4 Längsschwingungen und deren Verifizierung im See erfolgte von Hollan et al. (1984). Demnach liegt die 1. Periode dieser Eigenschwingung bei rund 54 Minuten, die Amplitude weist Schwankungen zwischen 2 und 3 cm auf, das Maximum erreicht 11 bis 12 cm (Kiefer 1972).

2.2.2 Strömung, Turbulenz, Durchmischung

Strömungen im Litoral werden nicht nur durch außergewöhnliche Wetterereignisse hervorgerufen. Von Bedeutung sind auch durch Temperaturänderungen in der Wassersäule hervorgerufene Konvektionsströme (Thomas 1962). Die von regionalen Windereignissen (Land-, Seewinde) direkt angetriebenen Bewegungen sowie die von der Deformation des anlaufenden Wellenfeldes im flacheren Wasser und von der Brandung bewirkten Strömungssysteme sind weitere Elemente des flachwasser-eigenen Bewegungsregimes.

Konvektionsströmungen, die vor allem während windstillerer Situationen bei Auskühlung auftreten, lösen einen Walzeneffekt im Wasserkörper aus, wobei kältere Wasserschichten über dem Boden in Richtung Freiwasser fließen. Als Gegenströmung wird warmes Oberflächenwasser in Richtung Land befördert. Im Untersee wurden dabei an der Oberfläche Geschwindigkeiten bis 36 cm/s, über Grund bis 25 cm/s gemessen (Schröder 1973).

Die genannten Bewegungsvorgänge hängen sehr stark von der Ausformung des Seebodens der Flachwasserzone ab. Dieser Umstand ist hinsichtlich der dynamischen Vorgänge in der Flachwasserzone von Bedeutung. In älterer hydrographischer Literatur werden örtlich außergewöhnlich starke Strömungserscheinungen in Ufernähe damit in Verbindung gebracht.

Die hydrodynamischen Vorgänge im Freiwasser greifen auf die Flachwasserzone über. Im Bereich der Halde bilden sich vor allem während der Phase der mittleren Dichteschichtung hangparallele Strömungsformen mit strahlstromartigem Charakter aus, die das Bewegungsregime der Flachwasserzone wesentlich mitbestimmen. Großräumige Auftriebsbewegungen aus dem Freiwasser können das Wasser angrenzender Flachwasserbereiche zeitweise vollständig durch Tiefenwasser aus dem Seeinneren ersetzen.

Einen starken Einfluß auf die Strömungen im Flachwasserbereich üben Makrophytenwiesen aus, die generell zu Verlangsamungen und Richtungsänderungen von Strömungen führen und dabei den bodennahen Wasseraustausch zwischen Flachwasser und Freiwasser vermindern.

Während die stetigen, langsam veränderlichen Strömungen leichter quantitativ faßbar sind, ist es recht schwierig, die Bewegungsanteile des Seeganges in genügender Genauigkeit direkt aufzunehmen. Deshalb werden die Wellenbewegungen meist nur indirekt durch ihre Auswirkung, wie beispielsweise durch die Korngrößenverteilung des anstehenden Sedimentes, beschreibbar. Im Bodensee-Obersee reicht der Einfluß der Wellenarbeit bis in Tiefen von etwa 10 m (G. Wagner 1968 a).

Durch ständige Wasserbewegungen und durch intensiven Wasser- und Gasaustausch vor allem bei größerer Windstärke wird stets Sauerstoff in das Wasser und den Seeboden der Flachwasserzone eingetragen. Gleichzeitig erfolgt eine ständige Durchmischung der oberen Sedimentschichten des Seebodens in den betroffenen Bereichen.

2.2.3

Energiezufuhr, verursachende Kräfte der Wasserbewegung

Die Wasserbewegungen werden durch Energiezufuhr von außen vor allem durch Winde, Zuflüsse und unterschiedlichen Luftdruck über verschiedenen Seeteilen verursacht. Die atmosphärische Erwärmung einschließlich der Nettoeinstrahlung treibt direkt nur Strömungen an, wenn dieser Energiefluß horizontal ungleichmäßig verteilt ist. Bei Auskühlung wird potentielle Energie des Sees freigesetzt und in Bewegungsenergie umgewandelt (Konvektionsströmungen).

Die Wertigkeit der verschiedenen Energiequellen ist dem Diagramm (Abb. 3) zu entnehmen. Daraus geht hervor, daß die wichtigsten treibenden Kräfte und Energieeinträge ihre Ursache in Luftbewegungen haben. Auswirkungen sind Wellenbewegungen, Scherkräfte auf den Boden, Zirkulationsvorgänge in horizontaler und vertikaler Richtung sowie Seiches.

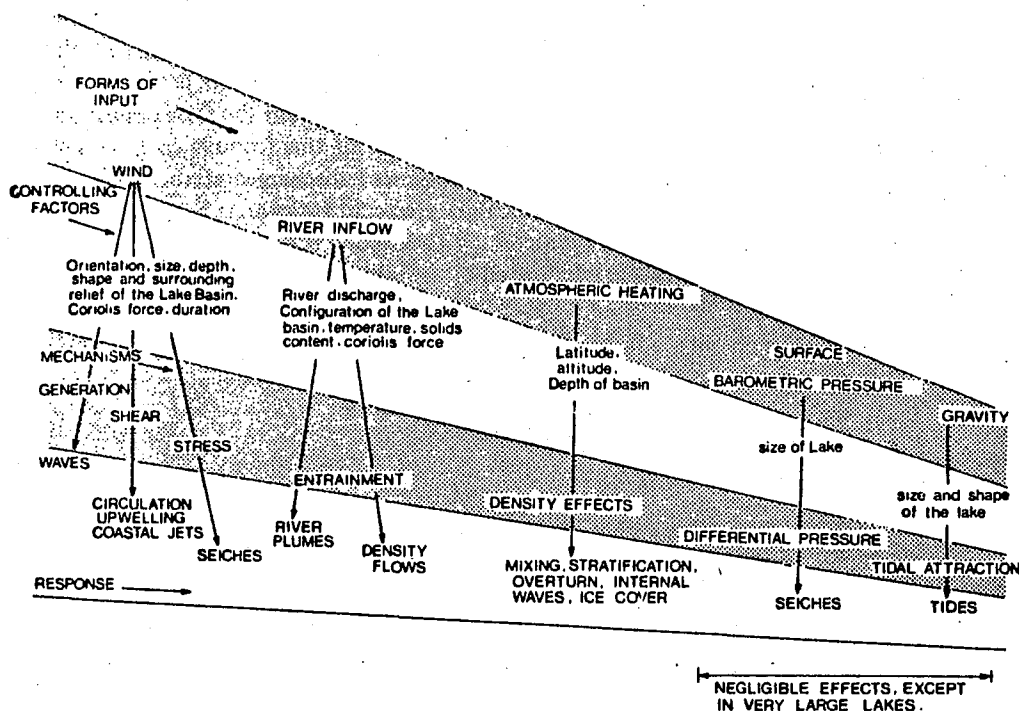


Abb. 3: Arten und Auswirkungen physikalischen Energieeintrages in Seen (nach Sly 1978)

Ebenfalls von Bedeutung sind die Zuflüsse, die mit einem stetig laufenden Motor verglichen werden können. Die Intensität des Antriebes ist von der Wasserführung abhängig. Die Art der Verteilung und Einschichtung im See wird wesentlich von der Temperatur und den Inhaltsstoffen der Zuflüsse mitbestimmt (Wagner und Wagner 1978, EAWAG 1979, Lambert 1982, LfU 1984 a und b).

2.2.4 Temperatur und Schichtung

Die monatlichen Mittelwerte der Wassertemperaturen im Bereich der Uferbank liegen offenbar nur von November bis Januar unter den Temperaturen im gleichen Tiefenbereich des Freiwassers. Während der anderen Zeit sind die Werte höher als die des Freiwassers. Der Temperaturgang im Flachwasser ist somit im Jahresverlauf größer. Die höchste mittlere Differenz zwischen Ufersaum und Pelagial betrug im März 1961 rund 4 Grad Celsius, die größte absolute Differenz 8 Grad Celsius; zwischen Uferbank und Pelagial wurden immerhin noch ein Unterschied von 2,5 Grad Celsius festgestellt (Mattern 1971).

Eine längerdauernde ausgeprägte Temperaturschichtung tritt in der Flachwasserzone wegen der starken Dynamik des Wassers nicht ein. Im Winter entstehen inverse Schichtungen mit Eisbildung. Abweichend verhalten sich weitgehend abgeschlossene Buchten, deren Wasseraustausch mit dem offenen See behindert ist (Fingerlin 1972, Lehn 1984).

2.2.5 Licht

Die Lichtverhältnisse in der Flachwasserzone weisen räumlich und zeitlich große Schwankungen auf, die vor allem aus den mechanischen Einwirkungen auf das Sediment resultieren. Zustände starker Trübung durch die Aufwirbelung der Sedimente infolge der Wellenwirkung wurden im Litoral zwischen Friedrichshafen und Langenargen an 80 bis 100 Tagen pro Jahr beobachtet (Sießegger 1970). Die Hochwässer der Hauptzuflüsse verursachen in der Flachwasserzone ebenfalls abschnittsweise starke Trübung, wenn die Einschichtung oberflächennah erfolgt. Diese Verhältnisse sind überwiegend im Frühjahr gegeben.

3. DIE LEBENSGEMEINSCHAFT DER FLACHWASSERZONE UND IHRE FUNKTION

3.1 Lebensgrundlagen

Die beschriebenen Besonderheiten der physikalischen Natur der Flachwasserzone sind die Grundlage für die spezifischen Eigenschaften der Biozönose in diesem Bereich im Vergleich zum Freiwasser.

Geprägt wird die Flachwasserzone vor allem durch die Wirkung der Wellenbewegung auf das Sediment und die darauf lebende Fauna und Flora. Die starke physikalische Dynamik bewirkt eine hohe chemische und biologische Produktions- und Abbauleistung. Zudem ist sie die Zone mit der höchsten Nährstoffzufuhr einerseits aus den Zuflüssen, andererseits aus dem Litoralsediment. Aus ihm werden durch Wellenbewegung und Aktivität von Organismen vorübergehend deponierte Stoffe wieder freigesetzt.

Der wichtigste Unterschied zum Freiwasser besteht darin, daß das Licht generell bis zum Grund reicht. Am Seeboden der Flachwasserzone findet daher im Gegensatz zum Seeboden der Tiefenzone eine teilweise sehr hohe Primärproduktion, verknüpft mit hoher Abbauintensität, statt. Daraus leitet sich umgekehrt die biologische Definition des Litorals, d.h. des der Uferzone zugehörigen Seebodens ab als der Seebodenbereich, in dem im Gegensatz zum Profundal (Seeboden der Tiefenzone) eine positive Photosynthesebilanz möglich ist (z.B. Wetzel 1983, Schwoerbel 1984).

Charakteristisch für die Flachwasserzone sind im Vergleich zu der vom Plankton geprägten Freiwasserzone neben den höheren Wasserpflanzen die Aufwuchsgesellschaften von Mikroorganismen (Algen, Bakterien usw.), die wiederum die Nahrungsgrundlage für eine sehr artenreiche Wirbellosenfauna liefern.

Modifizierend auf diese Lebensgemeinschaft wirken vor allem die Art und Rauigkeit (Oberflächenentwicklung) des Seebodenmaterials sowie Strömungen und Durchmischung bis in den Sedimentbereich hinein, die je nach ihrer Ausprägung zu ganz verschiedenen, entsprechend angepaßten Biozönosen geführt haben.

Charakteristisch für die Aufwuchsbiozönosen ist schließlich ihre Gliederung in ein kleinräumiges, z.T. bis in mikroskopische Strukturen hineinreichendes Mosaik eng miteinander in Wechselbeziehung stehender Organismengruppen (z.B. Algen und Bakterien) bei im Vergleich zum Plankton des Freiwassers oft sehr hoher Organismendichte. Dies ist die Voraussetzung für die Anpassungsfähigkeit sowie die hohen Produktions- und Abbauleistungen dieser Lebensgemeinschaft. Außerdem sind dadurch - zusammen mit den günstigen physikalischen Rahmenbedingungen - auch die Voraussetzungen für eine hohe Abbauproduktqualität gegeben. Durch die starke Differenzierung des Lebensraumes ist schließlich eine hohe Artenvielfalt und Diversität vorhanden, die für das Gesamtsystem See eine stabilisierende Wirkung hat.

3.2 Algenflora

Bei den Algen im Flachwasserbereich des Bodensees sind die Aufwuchsgesellschaften (Periphyton) meist dominierend, je nach Substrat gegliedert in epipelische (auf Sediment wohnende), epilithische (auf Steinen wohnende), epiphytische (auf höheren Wasserpflanzen und andere Algen wachsende) und epipsammische (auf Sand wachsende bzw. durch Sand wandernde) Formengruppen.

Im Spätsommer und Herbst kann es jedoch bei günstigen Witterungsbedingungen auch zu starken Entwicklungen von Fadenalgen kommen, die sich meist zwischen höheren Wasserpflanzen in großer Menge verfangen (Metaphyton). Insbesondere solche Algen sammeln sich häufig am Ende der Vegetation in großen Massen am Ufer an.

Untersuchungen der Algenflora im Flachwasserraum gibt es seit der Jahrhundertwende. Seit Mitte der 60er Jahre wurden sie nur noch vereinzelt fortgeführt. Die letzte systematische Untersuchung aus dem Jahr 1962 zeigte gegenüber früher eine erhebliche eutrophierungsbedingte Zunahme der Algenmenge.

Die Algenentwicklung folgt einem typischen Jahresgang: Im Vorfrühling dominieren Kieselalgen (braune Algenüberzüge). Dazu kommen in belasteten Arealen tiefgrüne Rasen fädiger Grünalgen. Bei steigenden

Wassertemperaturen kommen noch Fladen fädiger Blaualgen dazu, die sich vor allem auf Feinsubstrat entwickeln. Diese "Krötenhäute" (vgl. Thomas 1961) haben stark erdigen Geruch und können schon ab Spätwinter bei ablandigem Wind auf große Flächen des Freiwassers verteilt werden.

Bis über den Sommer hinaus nehmen die grünen Fadenalgen weiter zu, wobei die Gattung *Cladophora* deutlich überwiegt.

Neben den beschriebenen Algenarten treten auch im Wasser frei schwimmende Algen (Phytoplankton) auf. Das Phytoplankton aus diesen ufernahen, wie "Kinderstuben" wirkenden Bereichen kann wohl zu gewissen Zeiten in die Verteilung und die Produktionsabläufe im Freiwasser verändernd einwirken.

Die flächenbezogene Gesamtbiomasse erreicht im Flachwasser ähnliche Größenordnungen wie im Freiwasser. Die Biomassendichte im Flachwasser ist jedoch wegen der Konzentration in einer dünnen Schicht auf dem Seeboden um ein Vielfaches höher. Dies ist ein wesentlicher Faktor für die spezifische Art der Umsatzprozesse in der Flachwasserzone.

Daten aus anderen Gewässern zeigen, daß im obersten Flachwasserbereich die höchsten Biomassen von Algen-Aufwuchsgesellschaften gefunden wurden, wie Tabelle 2 zeigt:

Year	Littoral Depth Category (m)	Mean Biomass (mg chlorophyll <i>a</i> m ⁻²)	Mean Rate of Primary Production (mg C m ⁻² hr ⁻¹)
1966	0-1.0	11.7	5.50
	1.0-2.5	7.3	2.89
	2.5-4.0	4.0	0.56
1967	0-1.0	9.09	4.13
	1.0-2.5	1.38	0.75
	2.5-4.0	1.47	0.17
1968	0-1.0	13.6	6.23
	1.0-2.5	2.14	0.70
	2.5-4.0	1.47	0.23

Tabelle 2: Jährliche mittlere Biomasse und Primärproduktionsraten einer epipelischen Algengesellschaft in Abbot's Pond, Südengland (nach Wetzel 1983).

Insgesamt geben die vorhandenen Daten über die Algenbesiedlung des Litorals für einige Algengruppen einen brauchbaren Überblick in Teilbereichen der Flachwasserzone. Da die letzte größere Bestandsaufnahme Anfang der 60er Jahre durchgeführt wurde (Mattern 1971), sind die Ergebnisse jedoch nicht mehr aktuell. Das Vorkommen und die Verbreitung mehrerer ökologisch wichtiger Algengruppen wie z.B. Kieselalgen sind bislang nicht genügend untersucht.

Es gibt auch Ansätze zur Benutzung der Arten als Indikatoren für bestimmte Teilbereiche und Belastungen, z.B. bei Mattern 1971 (Abb. 4). Die heutigen Möglichkeiten auf diesem Gebiet sind aber im Vergleich zu den seinerzeitigen Kenntnissen bedeutend umfangreicher (vgl. z.B. Krammer und Lange - Bertholot 1986 für die Kieselalgen), so daß ihre Anwendung zur Charakterisierung und ggf. Einteilung der Flachwasserbereiche in ihrem heutigen Zustand in Erwägung gezogen werden kann.

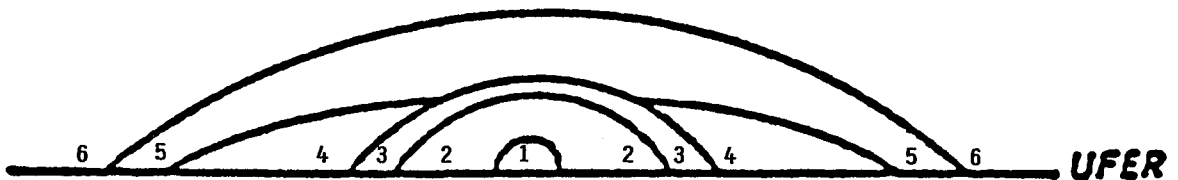


Abb. 4: Algenbewuchs im Mündungsbereich eines kleinen, sehr stark abwasserbelasteten Baches (an einer sonst wenig berührten Uferstrecke) im April.
1: Bachmündung (im Bach makroskopisch Stigeoclonium).
2: Oscillatorien (auf Schlamm). 3: Ähnlich 2, doch stellen sich auf einzelnen Steinen Ulothrixbewuchs ein. 4: Grüner Bewuchs (auf Steinen). Ulothrix zonata herrschend, daneben in Massen Diatomeen. Bereich üppigsten Algenwachstums. auf unmittelbaren Ufersaum beschränkt. 5: Brauner Bewuchs. Diatomeenmassen, Ulothrix als Begleiter. 6: Spärlicher brauner Bewuchs. Arten wie in 5.
nach Mattern (1971)

3.3 Makrophyten

Wurzelnde Makrophyten sind charakteristische Wasserpflanzen desjenigen Litoralbereiches, der nicht trockenfällt. Die kritische Tiefe für die höheren, mit interzellulären gasgefüllten Hohlräumen als Auftriebskörper versehenen Wasserpflanzen liegt wegen des hydrostatischen Druckes bei 8 m. In der anschließenden größeren Tiefe können daher nur noch Algen - hauptsächlich Characeen - gedeihen, soweit es die Lichtverhältnisse gestatten (Schwoerbel 1984).

Die Bedeutung von höheren Wasserpflanzen im Seenlitoral wird nach Bauer (1984) u.a. darin gesehen, daß sie wie ein Filter partikuläre Substanzen im Litoral zurückhalten bzw. dem Wasser Pflanzennährstoffe entziehen (z.B. Jorga et al. 1982). Nümann (1970) vergleicht die Makrophyten mit ihren Aufwuchsorganismen in ihrer Wirkung mit einem Tauchkörper. Nach Wetzel (1983) kann die chemische Zusammensetzung von Wasser sowohl hinsichtlich der anorganischen als auch der organischen Komponenten bei der Passage durch Makrophytenbestände ausgeprägt verändert werden. Dabei ist neben den Makrophyten selbst auch ihr Aufwuchs - bisweilen sogar an erster Stelle - wirksam. Aus bakteriologischer Sicht muß nach Bauer (1984) die Rolle der Makrophyten bei der Selbstreinigung der Gewässer hauptsächlich in der teilweise enormen Vergrößerung der Besiedlungsfläche für eine epiphytische Bakterienflora gesehen werden. Der gesamte Makrophyten-Aufwuchs-Komplex, zu dem wesentlich auch Aufwuchsalgen gehören, kann sehr wirksam sein bei der Entnahme von anorganischen Stoffen wie N, P, Ca, K, entweder durch direkte Assimilation oder über die Adsorption in anorganischen, durch die Photosynthese ausgelösten Ausfällungsprodukten wie z.B. Kalk (Mickle und Wetzel 1978a). Organische Verbindungen mit niederem Molekulargewicht können durch die epiphytische Mischflora effektiv entfernt werden. Die Beeinflussung hochmolekularer

organischer Verbindungen, die in Wasser aus terrestrischen Arealen oder Feuchtgebieten dominieren, ist verschieden: Sie können selektiv entfernt werden oder auch relativ unbeeinflusst passieren. Zuweilen kann ihre Konzentration wegen Abgabe aus den Makrophyten selbst auch erhöht werden (z.B. während der Absterbephase).

Insgesamt wirkt der Makrophyten-Epiphyten-Komplex hinsichtlich vieler Wasserinhaltsstoffe wie ein biologisches Sieb. Solche Stoffe, die beispielsweise aus Zuflüssen in die Flachwasserzone gelangen können, werden während der Vegetationsperiode zumindest teilweise aus dem Pelagial zurückgehalten. Die Filterwirkung für die landseitigen Belastungen sind allerdings keineswegs so groß, daß abwassertechnische Maßnahmen oder Schutz gegen die Erosion aus landwirtschaftlichen Flächen überflüssig werden.

Andererseits nehmen die meisten bewurzelten Wasserpflanzen Nährstoffe überwiegend aus dem Wasseranteil des Seebodens auf, die dann spätestens beim Absterben der Pflanzen wieder ins Wasser abgegeben werden. Diese Stofffreisetzung ist in ihrer Geschwindigkeit und Höhe stark vom Vegetationstyp abhängig. Ständig untergetauchte Makrophyten und solche mit Schwimmblättern (z.B. Laichkräuter) setzen sehr viel mehr Stoffmengen frei als solche, die über die Wasseroberfläche ragen (z.B. Schilf, Wetzel 1983). Schwimmplattpflanzen wie Nuphar oder Nymphaeoides geben auch während der Vegetationsperiode mehr Phosphor ans Wasser ab als sie von dort aufnehmen, so daß insgesamt die Freisetzung überwiegt (Twilley et al. 1977). Dabei muß allerdings berücksichtigt werden, daß meist erhebliche, manchmal überwiegende Anteile der Biomasse als Wurzeln und Rhizome im Untergrund liegen und damit die Nährstoffe über längere Zeit ortsfest binden (Tab. 3). Auch wird nach Howard-Williams und Allanson (1981) freigesetztes Phosphat rasch wieder vom umgebenden Periphyton aufgenommen, so daß es gar nicht ins freie Wasser gelangt.

Zur abschließenden Beurteilung einer gegebenenfalls entstehenden Seebelastung durch die abgestorbenen Pflanzenteile ist die Kenntnis der Verfrachtungsvorgänge zwischen Freiwasser- und Flachwasserzone notwendig.

TYPE AND SPECIES	% OF TOTAL BIOMASS
Submersed	
<i>Chara</i>	<10
<i>Ceratophyllum</i>	< 5
<i>Elodea canadensis</i>	2.6
<i>Myriophyllum</i> sp.	11
<i>Potamogeton richardsonii</i>	12
<i>P. perfoliatus</i>	39
<i>P. lucens</i>	49
<i>Heterantheria dubia</i>	19
<i>Vallisneria americana</i>	48
<i>Isoetes lacustris</i>	25-40
<i>Lobelia dortmanna</i>	21-26
<i>Littorella uniflora</i>	46-55
<i>Thalassia testudinum</i> (marine)	75-85
Floating	
<i>Eichhornia crassipes</i> (submersed roots)	10-48
Floating-Leaved	
<i>Nuphar lutea</i> and <i>N. pumilum</i>	50-80
<i>N. variegatum</i>	68
<i>Nymphaea candida</i>	48-80
Emergent	
<i>Zizania aquatica</i>	7-8
<i>Cyperus fuscus</i>	7-8
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	40
<i>Equisetum fluviatile</i>	40-83
<i>Pontederia cordata</i>	67
<i>Glyceria maxima</i>	>30-67
<i>Phragmites communis</i>	>36-96
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	>46-90
<i>Sparganium</i> spp.	>25-66
<i>Typha angustifolia</i>	>32-67
<i>Typha hybrid</i>	64
<i>Typha latifolia</i>	43-67

After Westlake, 1965b, 1968; Nicholson and Best, 1974; Kansanen and Niemi, 1974; Ozimek, et al., 1976; Fiala, 1976, 1978; Szczepańska, 1976; Grace and Wetzel, 1981a.

Tabelle 3: Anteil von im Sediment liegenden Wurzeln und Rhizomen an der Gesamtbiomasse von ausgewachsenen aquatischen Makrophyten (aus Wetzel 1983)

Ungeachtet der möglichen zeitweisen Belastung des Sauerstoffhaushaltes des Sees sind die höheren Wasserpflanzen wichtige Nahrungslieferanten für die vielfältige Wirbellosenfauna der Flachwasserzone und damit von hoher biologischer Bedeutung (vgl. 4.1.3).

Aus der Aufnahme von Lang (1981) ging hervor, daß die Makrophyten-Vegetation im allgemeinen zunahm. In besonderem Maß waren davon die Laichkraut-Vegetation (Zunahme innerhalb von 11 Jahren um mehr als 300%!) und die Fadenalgen betroffen. Eine Abnahme wiesen die Großblättrige-Laichkraut-Vegetation und die Characeen-Vegetation auf.

Untersuchungen in den Jahren 1985/86 über submerse Makrophyten im Bodensee-Untersee zeigen einen Rückgang der Eutrophierungerscheinungen im Flachwasserbereich an.

Von den emersen Makrophytengesellschaften ist das Schilf-Röhricht (Phragmitetum) von hervorragender Wichtigkeit. In den vergangenen 30 Jahren sind die Schilfbestände erheblich zurückgegangen. Am Untersee sind noch zirka zwei Drittel und am Obersee nur noch zirka ein Drittel des früheren Bestandes vorhanden. In jüngster Zeit konnte aber auch ein seeseitiges Ausbreiten des Schilfes an einigen Stellen im Untersee beobachtet werden.

Die Ursachen für den Rückgang der Schilfbestände sind sehr vielfältiger und unterschiedlicher Art:

- Eutrophierung des Sees führt zur Abnahme der Widerstandsfähigkeit der Schilfbestände gegen mechanische Einwirkungen sowie zu für das Schilfwachstum nachteiligen chemischen Veränderungen im Wurzelraum des Schilfes.
- Mechanische Belastungen der Schilfbestände durch veränderte Strömungsverhältnisse (Auffüllungen und Mauerbau am Ufer), durch verstärkten Wellenschlag aufgrund erheblicher Zunahme des Motorbootverkehrs in Ufernähe, durch Eintrieb von Algenwatten und Geschwemm-sel sowie Zerstörungen durch Badende und durch das ungeordnete Zuwasserlassen von Booten.
- Ungünstige Wachstumsbedingungen durch extrem hohe Sommerhochwässer (insbesondere im Frühsommer).

3.4 Fauna

Starkes Pflanzenwachstum im Flachwasserbereich ist die Ernährungsgrundlage für eine sehr vielfältige und biologisch sehr bedeutsame Fauna von tierischen Einzellern und sonstigen Wirbellosen. Diese bodenbewohnenden tierischen Organismen sind Kothé (1982) zufolge im Kreislauf der Stoffumsetzung - zugleich auch der zentrale Vorgang bei der Selbstreinigung in der Flachwasserzone - als Konsumenten wichtig.

Ihr primärer Wert liegt darin, daß sie das von den Produzenten im Gewässer erzeugte oder ihm von außen zugeführte organische Material sowohl in körpereigene Lebenssubstanz umwandeln und somit aus dem Stoffkreislauf gleichsam "herausnehmen", als auch für die Mineralisierung durch Mikroorganismen vorbereiten. Diese letztgenannte Katalysatorfunktion dürfte an Bedeutung vor ihrer meist überschätzten Abbauleistung liegen.

Der sekundäre Wert des Zoobenthos liegt - von der Gewässernutzung aus betrachtet - darin, daß es die aus der Primärproduktion und vom Land stammenden organischen Stoffe über verschiedenartige Nahrungsketten als Fischnährtiere zur Verfügung stellt und somit auch Grundlage für die fischereiliche Nutzung des Flachwasserbereiches bildet.

Die Artenvielfalt und die große Biomasse in der Uferlebensgemeinschaft kann somit, wie das in der Praxis der Gewässeruntersuchung auch tatsächlich geschieht, als Kriterium dafür betrachtet werden, ob und in welchem Umfang das Gewässer (bzw. der betrachtete Gewässerbereich) zur - letztenendes auch für die Gewässernutzung durch den Menschen entscheidenden - Selbstreinigung im Flachwasserbereich imstande ist (Kothé 1962, 1966).

3.4.1 Struktur der Litoralfauna

Die Makrofauna der Flachwasserzone ist entsprechend der verschiedenen Auffälligkeiten teils sehr gut und ausreichend dokumentiert. Über einzelne wichtige Tiergruppen (z.B. Protozoen) liegen allerdings kaum Ergebnisse vor. Qualitative Aussagen faunistischer Art überwiegen, Angaben über Besiedlungsdichten, Populationsdynamik und Produktion sind spärlich.

Das Zooplankton ist in der Flachwasserzone wie auch das Phytoplankton jene Komponente der Biozönose, die am stärksten vom Freiwasser beeinflusst wird. Freiwasserformen werden durch Strömungen in das Litoral verfrachtet, typisch litorale Arten wieder in das Pelagial ausgetragen (Gliwicz und Rybak 1976).

Generell ist die Artenzahl infolge der starken Biotopstrukturierung und Nischenbildung in den Makrophytenbeständen höher als im Freiwasser des Litorals (Straskraba 1964, Pennak 1966, Quade 1971, Gliwicz und Rybak 1976).

Die Untersuchung der Zoobenthosgemeinschaft des seichten Ermatinger Beckens von Reavell und Frenzel (1981) zeigte, daß gewisse Wanzenarten, Käfer- und Libellenlarven sowie Schnecken und Kleinkrebse (*Pleuroxus*) den Schilfgürtel als Habitat bevorzugen. Die erhobene tierische Trockenmasse wies in Hinsicht auf die Strömungsexposition verschiedener Habitate (*Chara*, *Potamogeton pectinatus* und *P. perfoliatus*) in der Stillwasserzone jeweils höhere Werte auf, die bei *P. perfoliatus* im Maximum rund das 15-fache erreichen.

Die Eutrophierung des Sees beeinflußt die Artenzusammensetzung und Verteilung der Fische in der Richtung, daß eine Zunahme jener Arten erfolgt, deren Aufenthaltsgebiet das Litoral ist. Sie ist außerdem als Kinderstube für sehr viele Fischarten anzusehen (Bauer 1920, Kieckhäfer zit. in Elster et al. 1968, Hartmann 1977 a). Die Folge der Eutrophierung, die an der Fischfauna augenscheinlich wird, kann als "Litoralisierung" bezeichnet werden (Hartmann und Löffler 1978), was einer Anhebung des fangträchtigsten Horizonts auf Tiefen von 0 bis 20 m entspricht. Die zunehmende Eutrophierung gefährdet auch die Jungfische im Schilf durch die Behinderung des Wasser- und Stoffaustausches infolge der Massenentwicklung fädiger Grünalgen (Deufel und Löffler 1978).

3.4.2 Der besondere Wert der obersten Flachwasserzone

Im Bodensee ist im Flachwasserbereich der Wassertiefen 0 bis 2 m ein Maximum sowohl der Artenzahl als auch der Individuendichte der bodenbewohnenden tierischen Organismen anzutreffen. Dies gilt sowohl für die flächenbezogenen Individuenzahlen als auch für das berechnete flächenbezogene Volumen der Tiefe ("Biomasse"), wie Frenzel (1983 a, b, c) zeigen konnte (Abb. 5 und 6). Streit und Schröder (1978) fanden in der Geröllbrandungszone des Sees ebenfalls bei 1 m Wassertiefe (Maximalstand) ein Biomassenmaximum des Zoobenthos von $1,8 \text{ g/m}^2$.

Bezüglich der Artenzahl fand Geissbühler (1938) in der Bucht von Luxemburg - Romanshorn zwischen Ufer und 30 m Tiefe die höchsten Werte in 0 - 1 m Tiefe (63 Zoobenthos-Arten in Lagenbewuchs, äußere Schlammzone). Muckle (1942) fand in einem zwischen Litzelstetten und Staad gelegenen Untersuchungsgebiet die höchsten Artenzahlen in der zwischen 0 und 6 m Tiefe gelegenen Charazone (193 Arten; Chara bzw. Armleuchteralgen sind jedoch heute als bestandsbildende Arten infolge der Eutrophierung verschwunden) und in der Aufwuchszone zwischen 0 und 1,5 m (129 Arten).

Ähnliche Befunde sind auch von anderen Seen bekannt, wie Tabelle 4 für den Borrevann-See in Norwegen zeigt (Ökland 1964).

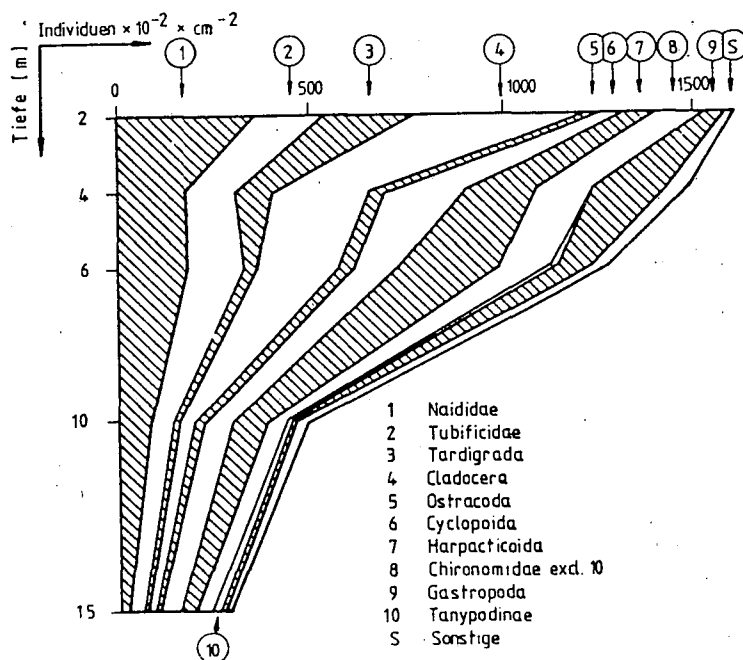


Abb. 5: Über die Monate gemittelte Tiefenverteilung der Abundanzen der wichtigsten höheren Taxa (ohne Protozoa und Nematelminthes) in der Flachwasserzone des Bodensees (Frenzel 1983 c).

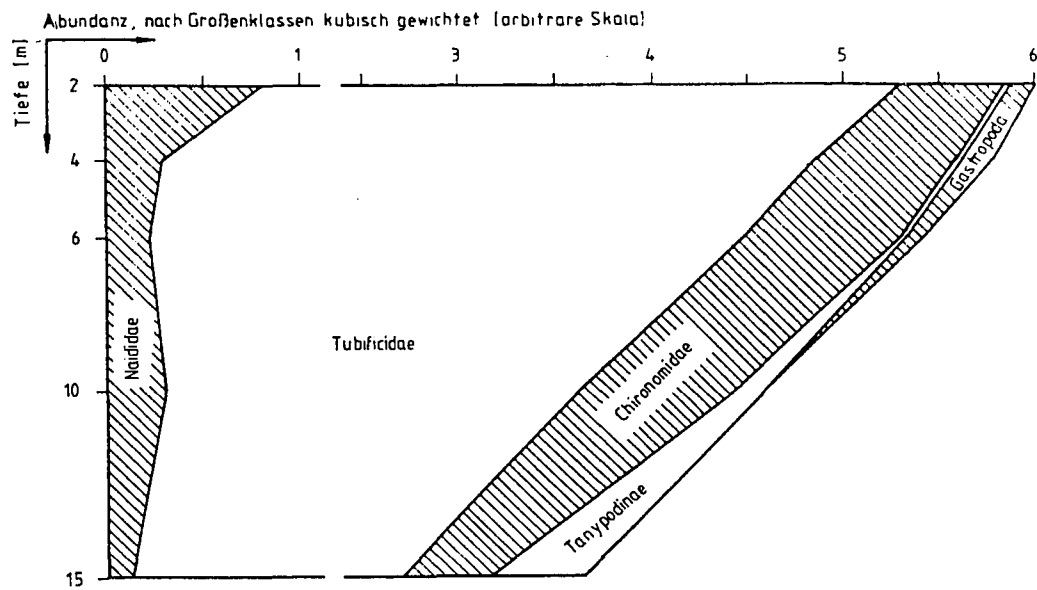


Abb. 6: Wie Abb. 5 jedoch nach einer kubischen Gewichtung auf der Grundlage der unterschiedenen Größenklassen. Die gegenüber Abb. 5 nicht berücksichtigten Taxa sind graphisch nicht mehr darstellbar (Frenzel 1983 c).

BENTHIC INVERTEBRATES	LITTORAL								SUBLITTORAL						PROFUNDAL			
	0.2 m		1.5 m		2 m		3 m		5 m		6 m		7 m		10 m		15 m	
	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²	No. m ⁻²	g m ⁻²
Oligochaeta	114	0.6	1370	8.9	1652	8.4	897	4.5	252	1.6	280	1.4	245	0.8	378	1.4	406	0.7
Hirudinea	126	2.9	163	2.1	368	2.2	63	0.5	2	0.02	—	—	—	—	—	—	—	—
Ephemeroptera	1416	5.0	150	1.1	18	0.04	9	0.01	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Trichoptera	391	5.2	203	2.0	112	0.6	193	0.3	80	0.2	10	0.02	—	—	—	—	—	—
Chaoborus	—	—	—	—	2	0.01	3	0.01	—	—	5	0.02	60	0.1	172	0.5	958	3.0
Chironomidae	279	0.5	643	1.2	1138	2.5	463	0.7	900	3.5	490	1.4	505	2.5	575	5.0	299	2.2
Gastropoda	105	3.2	1964	27.9	902	5.2	60	0.2	6	0.2	—	—	—	—	2	—	—	—
Other Groups	112	0.5	253	2.5	388	2.3	53	0.2	14	0.1	5	0.02	—	—	20	0.1	5	0.01
Total	2543	17.9	4746	45.8	4580	21.3	1741	6.4	1254	5.6	790	2.9	810	3.4	1147	7.0	1668	5.9

From data of Ökland (1964); bivalve mollusk *Anodonta* excluded.

Tabelle 4: Mittlere Individuendichte und Biomasse (Naßgewicht der wichtigsten Gruppen der Zoobenthosorganismen in verschiedenen Tiefen des eutrophen Sees Borrevan, südliches Norwegen (nach Ökland 1964, aus Wetzel 1975).

Särkkä (1983 a, 1983 b) konnte in der Flachwasserzone eines oligotrophen finnischen Sees in 2 m Tiefe ein Biomasse-Maximum des Zoobenthos mit $4,7 \text{ g/m}^2$ (Naßgewicht) feststellen.

Zur Erklärung dieses Phänomens werden vor allem ernährungsphysiologische Aspekte (hohe Primärproduktion in der obersten Flachwasserzone) und die Sauerstoffverhältnisse (guter Gaswechsel mit der Atmosphäre, häufige Sauerstoffübersättigung durch die Primärproduktion) herangezogen. Tab. 3 zeigt die starke Abnahme der Primärproduktion von Bewuchsalgen mit zunehmender Tiefe in Abbot's Pond mit einem entsprechenden Rückgang der Algenbiomassen bei größeren Tiefen (Moss 1969; Hickman 1971).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die oberste Flachwasserzone mit ihrem Wasserwechselbereich im Sinne der dargestellten Kriterien die biologisch wertvollste Zone ist. Sie bedarf daher eines besonderen Schutzes vor Eingriffen.

3.4.3 Auswirkungen des Substrates und der Ufergestaltung auf Artenzahl und Individuendichte der Bodenfauna

Mit zunehmender Einförmigkeit und abnehmender wirksamer Oberfläche des Substrats, nehmen die Artenzahl und Individuendichte der Zoobenthosorganismen ab. Diese Erkenntnis ist für Fließgewässer-Biotope gesichert, wie Kothé (1967, 1982) dargelegt hat (Abb. 7 und 8). Die Ergebnisse können jedoch auch auf Flachwasserbereiche angewandt werden, weil die hier die Verhältnisse mitbestimmenden Wasserbewegungen ebenfalls meist relativ hoch sind.

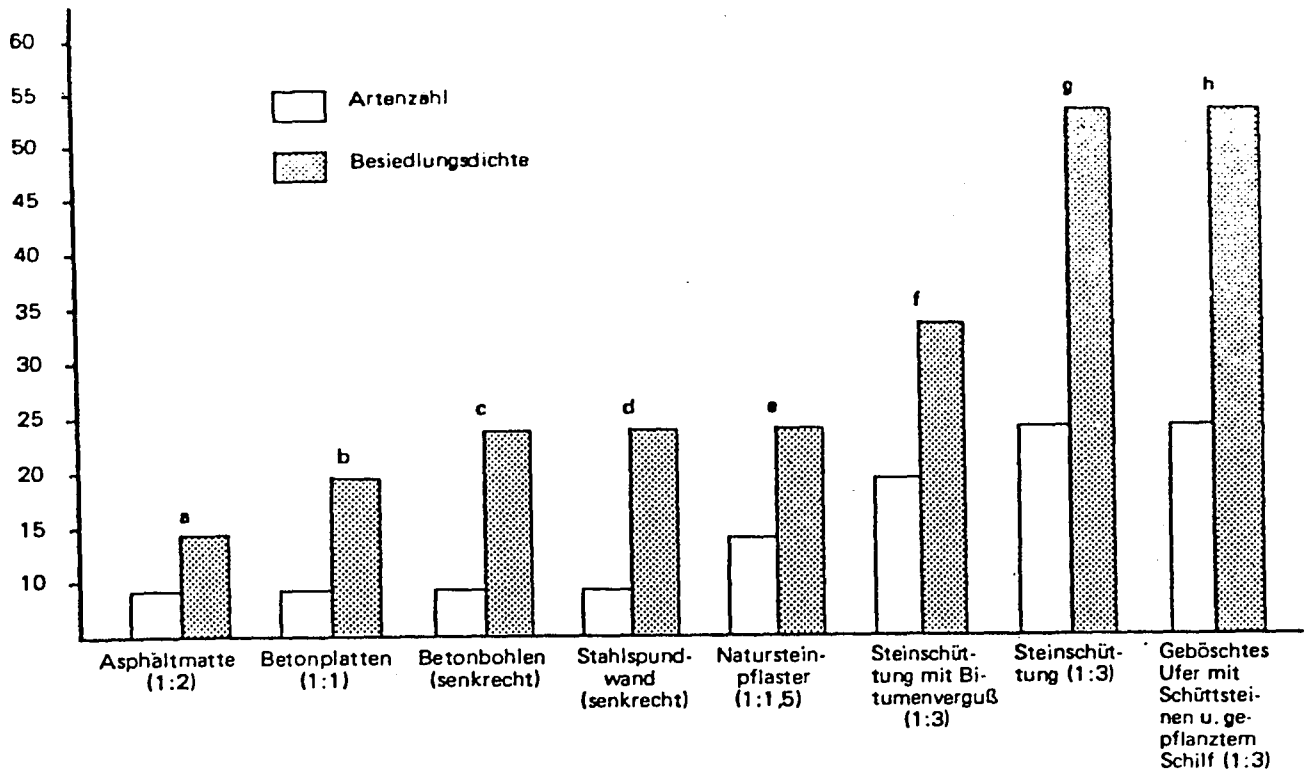


Abb. 7: Die Kleintierbesiedlung verschiedenartig ausgebauter Uferstrecken am Dortmund-Ems-Kanal (nach Kothé 1982).

Unter den tierischen Bewohnern sind auf Asphaltmatten, Betonplatten, Betonbohlen und Stahlspundwänden vorwiegend ausgesprochene Klein- und Kümmerformen anzutreffen, soweit die geringe Rauigkeit der Unterlagen ihnen noch ausreichende Anheftungs- bzw. Unterschlupfgelegenheiten bieten kann. Die Schüttsteinböschungen wiesen hingegen die höchsten Arten- und Individuenzahlen auf. Nach Kothé ist dies in erster Linie auf die morphologische Vielgestaltigkeit (d.h. Möglichkeit vieler verschiedener Kleinbiotope) und die hohe wirksame Oberfläche (d.h. hohe, als Substrat und Stützfläche für Organismen verfügbare Fläche) der Steinschüttungen zurückzuführen. Da diese Eigenschaften nicht von den in Fließgewässern vorhandenen spezifischen Gegebenheiten abhängen, sind sie durchaus auf die Flachwasserzone stehender Gewässer übertragbar.

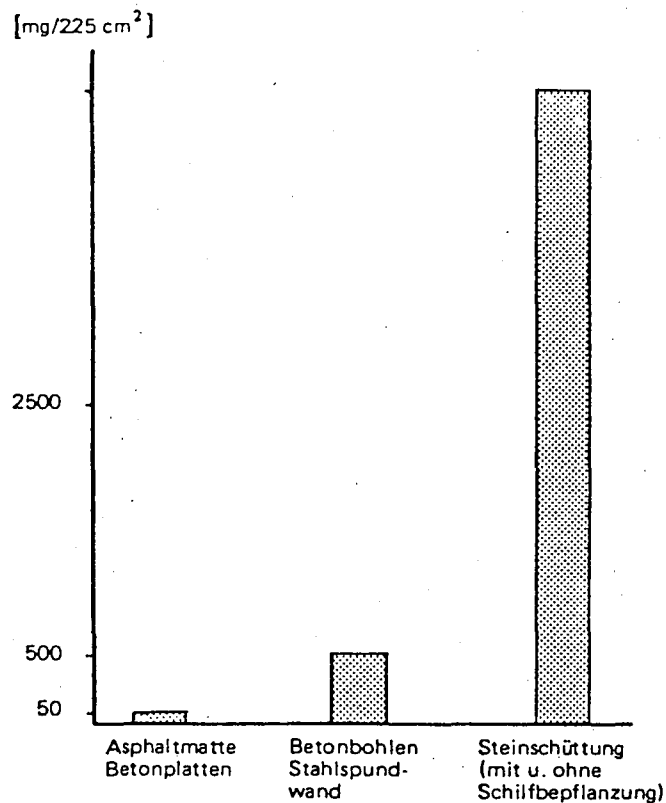


Abb. 8: Zoobenthos-Gewichte auf gleichen Flächen an verschiedenen Ufersubstraten (Dortmund-Ems-Kanal) (nach Kothé 1982)

Diese Feststellung wird z.B. durch die Untersuchungen von Moon (1934) am Lake Windermere (England) bestätigt. Er registriert mit zunehmender Rauigkeit des Substrates (glatter Fels - rissiger Fels - scholliger zerfallener Fels) eine Zunahme der Artenzahl der Fauna von 3 auf 10. Die Individuendichte nahm dabei ebenfalls zu. Die insgesamt höchste Artenzahl trat mit 37 Arten am Moränenufer auf. Die höchste Individuendichte war im oligotrophen finnischen See Konnevesi auf Weichsubstrat festzustellen (Särkkä 1983 a).

Für den Bodensee sind ähnliche Abhängigkeiten der Besiedlung der Flachwasserzone in Abhängigkeit vom Substrat und der Ufergestaltung für einzelne Tiergruppen bekannt wie die detaillierte Untersuchung von Muckle (1942) zeigt (vgl. S. 27).

Bei den Untersuchungen von Schwank (1976) über das Vorkommen von Strudelwürmern (Turbellarien) in der Flachwasserzone am Nordufer des Bodensees (Eriskircher Ried sowie zwischen Langenargen und Nonnenhorn), zeigte sich eine starke Abhängigkeit dieser häufig als Indikatororganismen verwendeten Tiere von der Beschaffenheit der Standorte (Abb. 9). Vor einer Ortschaft mit Ufermauer (Standort A 6) fielen die Turbellarien vollständig aus, während in den Abschnitt A 1 bis A 5 (Steinbrandungsufer in annähernd natürlichem Zustand) teilweise sehr hohe Individuendichten gefunden wurden.

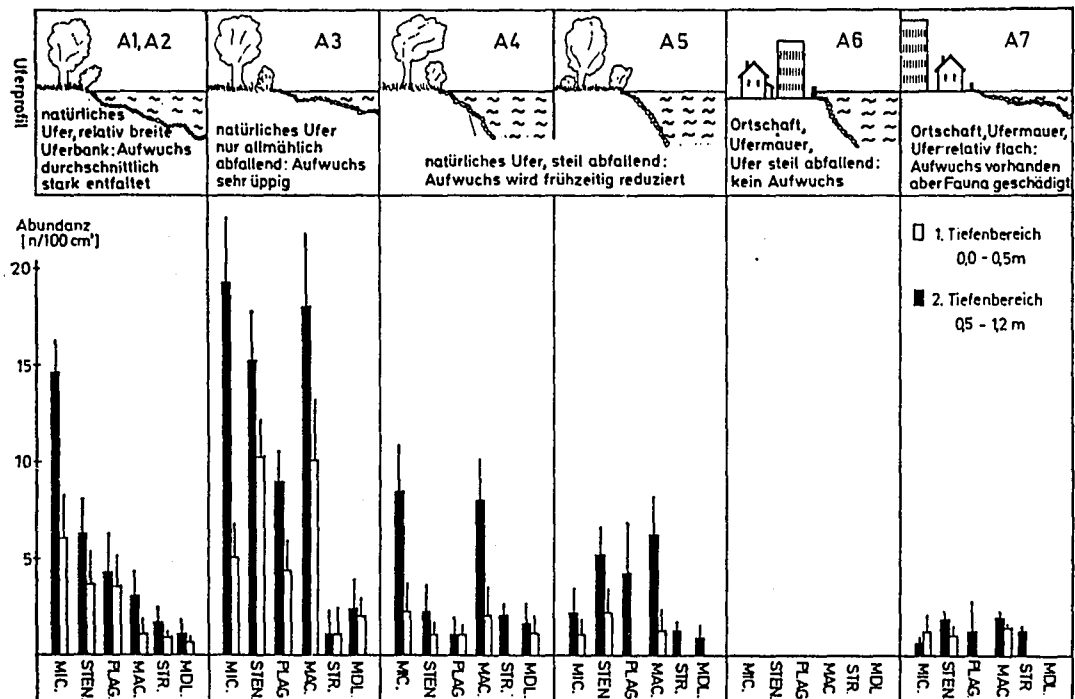


Abb. 9: Siedlungsverteilung an verschiedenen Standorten des Steinbrandungsufers am Bodensee zwischen Langenargen (Maler-ecke) und Nonnenhorn unter Berücksichtigung zweier Tiefenbereiche Anfang Oktober 1975 (Abundanzwerte mit Standardabweichung) (nach Schwank 1976).

Schwank führt den Ausfall der Turbellarien am Standort A 6 und teilweise an A 7 auf die Zerstörung des Lebensraumes im Bereich der Ortschaften zurück. Er schreibt: "Größere Abwasserlasten beeinträchtigen die Wasserqualität. Durch die Uferverbauung (hauptsächlich Mauern und Hafenanlagen) entstehen extreme Strömungsverhältnisse, Anschwemmungs- und Erosionszonen, welche die Ausbildung des typischen Biotops verhindern. Wo Uferaufschüttungen vorhanden sind, ragen diese steil empor und bestehen aus losem Kies, der durch die Brandung dauernd umgelagert wird. In den untersuchten Bereichen fand sich stellenweise überhaupt kein Algenwuchs, und Turbellarien fehlten völlig".

Allgemein kann gesagt werden, daß in erosionsdominierten Uferbereichen (Geröllbrandungszone) Ephemeriden (Eintagsfliegen) die vorherrschende Tiergruppe der Bodenbewohner im Bodensee sind, während in sedimentationsdominierten Uferbereichen (Silt-Ton) Tubificiden (Schlammröhrenwürmer) vorherrschend sind (Frenzel 1984).

3.5 Heterotrophe Mikroorganismen

Generell sind die Bakteriendichten und damit die Potenz zum Um- und Abbau organischer Stoffe in der Flachwasserzone höher als im Freiwasser (Wetzel 1983). Beispiele dafür gibt es zwar nur wenige, dafür aber sowohl aus kleinen als auch aus großen Seen. Die Dichte des Bakterienplanktons, bestimmt durch Direktzählung, war z.B. im flachen Balatonsee in Ufernähe 2 bis 3 mal größer als im Freiwasser, wobei saprophytische (über Anreicherung auf organischen Nährböden nachgewiesene) Bakterien sogar 40 bis 120 mal häufiger waren als im Freiwasser. Im Frühjahr war ein Transport solcher Bakterien über 1.500 m ins Freiwasser festzustellen, während sie im Sommer überwiegend auf den Makrophytengürtel beschränkt blieben (Olah 1969). In ähnlicher Weise war die mikrobielle Aktivität im Mehkhtev-See (UdSSR) stark von Makrophyten und der assoziierten sessilen Algenflora abhängig (Aliverdieva-Samidova, 1969; Tabelle 5).

PERIOD	WATER TEMPERATURE (°C)	WATER AMONG MACROPHYTES			OPEN WATER		
		Total Bacteria ($\times 10^6$ ml ⁻¹)	Generation Time (hours)	Total Saprophytes ($\times 10^3$ ml ⁻¹)	Total Bacteria ($\times 10^6$ ml ⁻¹)	Generation Time (hours)	Total Saprophytes ($\times 10^3$ ml ⁻¹)
Dec.-Jan.: no bulrushes	0-2	0.55	19-17	5-12	0.55	19-27	5-12
Feb.-Mar.: young bulrushes	3-7	1.4	11-16	28-39	1.0	17	22-103
Apr.-May: developing stands	17-23	1.3-1.8	10-13	11-31	1.4	10-12	14-21
June: mature bulrushes	26	3.3	5.2	40	3.0	7.1	31
July	28	5.3	4.4	232	2.5	6.5	28
Aug: declining bulrushes	21	4.3	7.6	178	3.1	6.3	81
Oct.	11	1.5	11	21	1.1	23	17
Nov.	3	0.85	21	0.2	0.27	18	0.4

After data of Aliverdieva-Gamidova, 1969.

Tabelle 5: Verteilung und Aktivität von Bakterienplankton zwischen Sumpfbinsen und im Freiwasser ohne Makrophyten im Mekhteb-See, Dagestan, UdSSR (aus Wetzel 1983).

Über die am Abbau der Flachwasserflora beteiligten Mikroorganismen und die dabei ablaufenden Abbaumuster wird ebenfalls zusammenfassend bei Wetzel (1983) berichtet. Danach werden die Gewebereste von Litoralpflanzen weniger rasch und vollständig von Mikroorganismen abgebaut als Planktonmaterial im Freiwasser. Am Abbau sind sukzessive Gemeinschaften von Pilzen und Bakterien beteiligt. Das teilabgebaute Material wird sowohl über Flachwasser- als auch Tiefensedimente weit verteilt.

Über die heterotrophen Mikroorganismen in der Flachwasserzone des Bodensees liegen nur wenige Untersuchungen vor. Von Koppe (1924) wird das Auftreten von Fadenbakterien und farblosen Flagellaten auf Schlammbiotopen des Bodensees erwähnt. Deufel (1971) untersuchte den mikrobiellen Zelluloseabbau im Sediment und Freiwasser des Obersees und Untersees, wobei als Ergebnis eine Verringerung der Abbauintensität mit zunehmender Tiefe festzustellen war. Von Jüttner und Schröder (1982) liegen Ergebnisse über flüchtige von Mikroorganismen gebildete Stoffe an der land- und seeseitigen Zone des Schilfgürtels

vor, die für bestimmte Organismen typisch sind und aus deren Auftreten auf mikrobielle Prozesse geschlossen werden kann. Zonen mit maximaler Produktion flüchtiger Stoffe fielen mit Akkumulationszonen fädiger, durch den Wellenschlag in das Schilf eingetragener Algen zusammen. Dies deutet darauf hin, daß die absterbenden Algenmassen die mikrobiellen Vorgänge im Schilfgürtel erheblich beeinflussen.

4. SCHLUSSBEMERKUNGEN

Die Flachwasserzone ist im Vergleich zum Freiwasserbereich und zum Seeboden in tieferen Seearealen ein äußerst vielgestaltiger und meist kleinräumig stark gegliederter Lebensraum. Es sind aufwendige und groß angelegte Untersuchungen nötig, um zu generalisierenden Ergebnissen zu kommen. Die Auswertung der Literatur und die eigenen Untersuchungen lassen jedoch Aussagen und Schlüsse auf die biologische Wertigkeit der Flachwasserzone zu. Dabei können auch Untersuchungen von Fließgewässern mit einbezogen werden, weil vor allem hinsichtlich der Wasserbewegung die Verhältnisse ähnlich denen in der Flachwasserzone sind.

Der Flachwasserzone im Bodensee kommt für den Stoffumsatz und für verschiedene Nahrungsketten besondere Bedeutung zu. Durch das Nahrungsangebot und die Schutzfunktion ist sie auch in fischereilicher Hinsicht sehr wichtig. Die den Seeboden der Flachwasserzone besiedelnden Tiere (Zoobenthos) spielen dabei neben den Umsatzvorgängen im Wasser eine wichtige Rolle und werden daher als Kriterium für den Zustand der Flachwasserzone herangezogen.

Die oberste Flachwasserzone mit weniger als etwa 2 m mittlerer Wassertiefe ist, gemessen an der Artenvielfalt und der gesamten Individuendichte, der wertvollste Bereich. Die Art des Substrates bestimmt die Artenvielfalt und Individuendichte wesentlich mit. In der obersten Flachwasserzone sind Substrate mit hoher wirksamer Oberfläche und morphologischer Vielgestaltigkeit (z.B. Steinbrandungsufer natürlicher Ausprägung, rauhe Schüttung ohne Fugenverguß) sehr günstig. Charakteristisch für die Aufwuchsbiozönosen ist eine sehr kleinräumige Gliederung in ein Mosaik eng miteinander in Wechselbeziehung stehender Organismengruppen (z.B. Algen, Bakterien, tierische Einzeller) bei

hoher Organismendichte. Dadurch sind die Voraussetzungen für eine ausgeprägte Anpassungsfähigkeit, hohe Auf- und Abbauleistungen und - mitbedingt durch die günstigen physikalischen Rahmenbedingungen - für eine hohe Abbauproduktqualität gegeben. Durch Ufermauern und ihre Folgewirkungen werden solche Biotop nachhaltig geschädigt.

Aus dem Gesamtzusammenhang ergibt sich, daß bei der Sanierung von Flachwasserbereichen, insbesondere der Gesichtspunkt flacher Böschungen mit hoher wirksamer Oberfläche zu berücksichtigen ist. Der dadurch entstehende Flächenverbrauch in tieferen Flachwasserbereichen kann wegen des Zugewinns an biologischer Wertigkeit hingenommen werden.

5. LITERATUR

Bauer, V. (1920): Zur Ökologie der Uferbank (Wysse) des Bodensees.
- Allg. Fischereizeitung, 1920: 282-286

Bauer, J. (1984): Bedeutung der Makrophyten für die Gewässergüte und den Stoffhaushalt von stehenden Gewässern und experimentelle Untersuchungen im Freiland (Teiche der Versuchsanlage Wielenbach).
- In BayLWF, Ber. Nr. 1: Die Bedeutung von Makrophyten für die Gewässerökologie.

Deufel, J. (1971): Veränderungen im mikrobiellen Zelluloseabbau im Bodensee infolge der fortschreitenden Eutrophierung sowie als Vergleich im eutrophen Schleinsee und zwei verschiedenen stark belasteten Bodenseezuflüssen. - Schweiz. Z. Hydrol., 33: 96-113

Deufel, J., H. Löffler (1978): Ursachen der Bestandsänderungen der Fischfauna im Bodensee. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., 11: 447-450

Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch, Rheingebiet: Teil I Hoch- und Oberrhein, 1983

EAWAG - Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (1979): Einleitung des gereinigten Abwassers aus der ARA Altenrhein in den Bodensee. Bericht über die limnologischen Verhältnisse hinsichtlich der produktionsbiologischen Auswirkungen. - Gutachten im Auftrag des Baudepartements St. Gallen, 1-46

Elster, H.-J., M. Knorr, H. Lehn, R. Mühleisen, W. J. Müller (1968): Bodensee-Projekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Zweiter Bericht.
- Steiner Verlag, Wiesbaden, 1-166

- Fingerlin, G. (1972): Limnologische Untersuchungen an der unteren Güll (Bodensee): Morphologie, Hydrographie, Sedimente und Litoralvegetation. - Diplomarbeit Univ. Freiburg
- Frenzel, P. (1983 a): Untersuchungen zur Ökologie der Naididae des Bodensees. Die Coenosen des eutrophierten Sees. - Arch. Hydrobiol., Suppl., 65: 106-133
- Frenzel, P. (1983 b): Die litoralen Tubificidae des Bodensees. Mit besonderer Berücksichtigung von *Potamothrix moldaviensis*. - Arch. Hydrobiol., 97: 262-280
- Frenzel, P. (1983 c): Eutrophierung und Zoobenthos im Bodensee - mit besonderer Berücksichtigung der litoralen Lebensgemeinschaften. - Verh. Ges. Ökol., 10: 375-391
- Frenzel, P. (1984): Biologische Untersuchungen in ausgewählten Abschnitten des Bodenseeufers. - Untersuchungen im Auftrag der Internationalen Gewässerschuttkommission für den Bodensee
- Geißbühler, J. (1938): Beiträge zur Kenntnis der Uferbiocönos des Bodensees. Die Bucht von Luxburg-Romanshorn. I. Teil. Die Gesellschaften der höheren Pflanzen- und Tierwelt. - Mitt. Thurg. naturf. Ges., 31: 3-74
- Gliwicz, Z. M., J. I. Rybak (1976): Zooplankton. - in: E. Pieczynska (Hrsg.): Selected problems of lake littoral ecology, 69-96, Wyd. Uniw. Warszawskiego, Warszawa
- Hakanson, L. (1977): The influence of wind fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. - Can. J. Earth. Sci., 14: 397-412

- Hakanson, L., M. Jansson (1983): Principles of lake sedimentology. - Springer, Berlin
- Hartmann, J. (1977): Die Trübsche (*Lota lota*) im eutrophierten Bodensee.
- Arch. Hydrobiol., 80: 360-374
- Hartmann, J., H. Löffler (1978): Saisonale bodennahe Verteilung von Fischen im eutrophierten Bodensee. - Arch. Hydrobiol., 83: 69-79
- Hickmann, M. (1971): Standing crops and primary productivity of the epipelon of two small ponds in Northwest Somerset, U.K. - Oecologia 6: 238-253
- Hollan, E., D.B. Rao, E. Bäuerle (1984): Free surface oscillations in Lake Constance with an interpretation of the Wonder of the rising water at Konstanz in 1549. - Arch. Meteor. Geophys. Bioklim., Ser. A, 29: 302-325
- Howard-Williams, C., B.R. Allanson (1981): An integrated study on littoral and pelagic primary production in a Southern African coastal lake. - Arch. Hydrobiol., 92: 507-534
- Jorga, W., Ludwig, K., Weise, G. (1982): Möglichkeiten eines gezielten Einsatzes von Wasserpflanzen zur Verbesserung der Wassergüte unter dem Aspekt des ingenieurb biologischen Wasserbaus. - Limnologica 14: 167-181
- Jüttner, R., R. Schröder (1982): Microbially derived volatile organic compounds in the recent sediment of the *Phragmites australis* bed of the Bodensee (Lake Constance). - Arch. Hydrobiol., 94: 172-191
- Kiefer, F. (1972): Naturkunde des Bodensees.- Thorbecke, Sigmaringen, 2. Aufl.

Koppe, F. (1924): Die Schlammflora der ostholsteinischen Seen und des Bodensees.
- Arch. Hydrobiol., 14: 619-672

Kothé, P. (1962): Der "Artenfehlbetrag", ein einfaches Gütekriterium und
seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen.
- DGM 6: 60-65

Kothé, P. (1966): Die Bestimmung des "Artenfehlbetrages" - Ein Beitrag zur
Methodik der biologisch-ökologischen Gewässeranalyse. - GWf
(Wasser-Abwasser) 107: 620

Kothé, P. (1967): Die Biologie als Hilfsmittel bei der Erforschung morphologisch-
quantitativer Vorgänge in den Gewässern. - Dt. Gewässerkdl.
Mitt., Sonderheft: 220-226

Kothé, P. (1982): Ufergestaltung bei Ausbau und Unterhaltung der Bundeswasserstraßen
I. Limnologisch-ökologische Aspekte. - Iber. Bundesanstalt für
Gewässerkunde 1982: 1-18

Krammer, K., Lange-Bertalot, H. (1986): Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae.
- Bd. 2/1 in Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. (1978 ff.): Süßwasserflora
von Mitteleuropa. - Stuttgart: Fischer Verlag

Lambert, A. (1982): Trübestrome des Rheins am Grund des Bodensees.
- Wasserwirtschaft, 72: 169-172

LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1984 a): Strömungs-
messungen im Bodensee. - Informationsbericht

LfU- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (1984 b): Strömungen
im Bodensee. - Informationsbericht

Lang, G. (1981): Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich
mit 1967. - Intern. Gewässerschutzkommission für den Bodensee,
Bericht Nr. 26

- Lehn, H. (1984): Sauerstoff und Zuflußeinschichtung im Bodensee-Obersee.
- Schr. Ver. Gesch. Bodensee, 102: 207-219
- Lerman, A. (Hrsg.) (1978): Lakes - chemistry, geology, physics.
- Springer, New York
- Mallaun, O. (1983): Bodensee-Handbuch. - Rosgarten Verlag, Konstanz,
11. Aufl., Bearb. von T.R. Lindner
- Mattern, H. (1971): Beobachtungen über die Algenflora im Uferbereich des
Bodensees. - Arch. Hydrobiol., Suppl., 37: 1-163
- Mickle, A. M., R. G. Wetzel (1978): Effectiveness of submersed angiosperm-
epiphyte complexes on exchange of nutrients and organic carbon
in littoral systems: I. Inorganic nutrients. - Aquat. Bot., 4: 303-
316
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg
(1981): Grundsätze zum Schutz der Flachwasserzone des Bodensees.
- Heft 11
- Moon, H.P. (1934): An investigation of the littoral region of Windermere.
- J. Anim. Ecol. 3: 8-28
- Moss, B. (1969): Algae of two Somersetshire pools: Standing crops of phytoplankton
and epipelagic algae as measured by cell numbers and chlorophyll a.
- I. Phycol. 5: 158-168
- Muckle, R. (1942): Beiträge zur Kenntnis der Uferfauna des Bodensees.
- Beitr. Naturk. Forsch. Oberrheingeb., 7
- Müller, G. (1966 a): Die Sedimentbildung im Bodensee.- Naturwissenschaften,
53: 237-247

- Müller, G. (1966 b): Die Verteilung von Eisenmonosulfid ($\text{FeS} \cdot n \text{H}_2\text{O}$) und organischer Substanz in den Bodensedimenten des Bodensees.
- Ein Beitrag zur Frage der Eutrophierung. - *gwf-wasser/abwasser* 107: 364-368
- Nümann, W. (1970): Die Möglichkeiten der Gewässerreinigung mit höheren Pflanzen nach den bisherigen Untersuchungsergebnissen und theoretischen Überlegungen. - *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 55: 149-158
- Olah, J. (1969 a): The quantity, vertical and horizontal distribution of the total bacterioplankton of Lake Balaton in 1966/67.- *Annal. Biol. Tihany*, 36: 185-195
- Olah, J. (1969 b): A quantitative study of the saprophytic and total bacterioplankton in the open water and the littoral zone of Lake Balaton in 1968.
- *Annal. Biol. Tihany*, 36: 197-212
- Ökland, I. (1964): The eutrophic Lake Borrevann (Norway) - an ecological study on store and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrographic survey. - *Folia Limnol. Scandinavica* 13: 337 pp.
- Pennak, R.W. (1966): Structure of zooplankton populations in the littoral macrophyte zone of some Colorado lakes. - *Trans. Amer. Microsc. soc.*, 85: 329-349
- Quade, H. W. (1971): Niche specificity of littoral Cladocera: Habitat. - *Trans. Amer. Microsc. Soc.*, 90: 104-105
- Reavell, P. E., P. Frenzel (1981): The structure and some recent changes of zoobenthic community in the Ermatinger Becken, a shallow littoral part of Lake Constance. - *Arch. Hydrobiol.*, 92: 44-52
- Ruttner, F. (1962): *Grundriß der Limnologie*. - 2. Auflage, Berlin

- Särkkä, J. (1983 a): A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. - *Ann. Zool. Fennici* 20: 157-178
- Särkkä, J. (1983 b): Aquatic insect larvae on soft and stony bottoms of the littoral zone of the oligotrophic Lake Konnevesi. - *Acta Entomol. Fenn.* 42: 86-89
- Schöttle, M. (1969): Die Sedimente des Gnadensees. - *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 35: 255-308
- Schröder, R. (1973): Die Freisetzung von Pflanzennährstoffen im Schilfgebiet und ihr Transport in das Freiwasser am Beispiel des Bodensee-Untersees. - *Arch. Hydrobiol.*, 71: 145-158
- Schwank, P. (1976): Quantitative Untersuchungen an litoralen Turbellarien des Bodensees. - *Jh. Ges. Naturk. Württemberg*, 131: 163-181
- Schwoerbel, J. (1984): Einführung in die Limnologie (5. Aufl.). - Stuttgart: Fischer Verl. (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher; 31).
- Sießegger, B. (1970): Limnologische Untersuchungen über das Litoral am Bodensee (am Beispiel der Friedrichshafener Bucht). - *gwf-wasser/-abwasser*, 111: 488-493
- Sly, P. G. (1978): Sedimentary processes in lakes. - in: A. Lerman (Hrsg.), *Lakes - chemistry, geology, physics*, 65-89, Springer, Berlin
- Straskraba, M. (1964): Contributions to the productivity of the littoral region of pools and ponds. I. Quantitative study of the littoral zooplankton of the rich vegetation of the backwater Labicko. - *Hydrobiologia*, 26: 421-443
- Streit, B., P. Schröder (1978): Dominierende Benthosinvertebraten in der Geröllbrandungszone des Bodensees: Phänologie, Nahrungsökologie und Biomasse. - *Arch. Hydrobiol., Suppl.*, 55: 211-234

- Thomas, E. A. (1961): Wucherungen von Cyanophyceen an den Ufern des Zürichsees und deren Ursachen. - Schweiz. Z. Hydrol., 23: 225-235
- Thomas, E. A. (1962): Thermisch bedingte Horizontalzirkulationen, Wasserchemismus und Algenwucherungen an Zürichseeufern. - Hydrobiologia, 20: 40-58
- Twilley, R. R., M. M. Brinson, G. J. Davis (1977): Phosphorus absorption, translocation, and secretion in *Nuphor luteum*. - Limnol. Oceanogr., 22: 1022-1032
- Wagner, G. (1968): Petrographische, mineralogische und chemische Untersuchungen an Sedimenten in den Deltabereichen von Schussen und Argen. - Schweiz. Z. Hydrol., 30: 75-137
- Wagner, G. (1969): Korngrößenverhältnisse in Seesedimenten und ihre Beziehung zu den Wasserbewegungen, dargelegt an Beispielen aus dem Bodensee. - Schr. Ver. Gesch. Bodensee, 87: 189-193
- Wagner, G., B. Wagner (1978): Zur Einschichtung von Flußwasser in den Bodensee-Obersee. - Schweiz. Z. Hydrol., 40: 231-248
- Wetzel, R. G. (1975): Limnology. - W.B. Saunders Comp. Philadelphia, 743 pp
- Wetzel, R. G. (1983): Limnology. - 2. Aufl., Saunders, Philadelphia, New York
- Zeppelin, E. von (1901): Vom Laufen bzw. An- und Auslaufen, d.h. Seiches und anderen Phänomenen am Bodensee. - Schr. Ver. Gesch. Bodensee, 30: 230-240

Veröffentlichungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee

- Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees vom 1. Juni 1967 -
überarbeitete Fassung vom 9. Mai 1972
 - Schutz dem Bodensee
Jubiläumsschrift: 15 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission
für den Bodensee 1974
 - Jahresberichte über den limnologischen Zustand des Bodensees, seit 1976
 - Schutz dem Bodensee
Faltblatt: 25 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission
für den Bodensee 1984
-
- | | | |
|--------|---|------|
| Nr. 1 | Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees | 1963 |
| Nr. 2 | Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees | 1964 |
| Nr. 3 | Die Sauerstoffschichtung im tiefen Hypolimnion des Bodensee-Obersees 1963/64 mit Berücksichtigung einiger Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren | 1964 |
| Nr. 4 | Gewässerschutzvorschriften der Bodensee-Anliegerstaaten | 1966 |
| Nr. 5 | Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse des Bodensees in den Jahren 1961 bis 1963 | 1967 |
| Nr. 6 | Untersuchungen zur Feststellung der Ursache für die Verschmutzung des Bodensees | 1967 |
| Nr. 7 | Stellungnahme der Sachverständigen zur Frage einer Bodensee-Ringleitung | 1967 |
| Nr. 8 | Die Sauerstoffbilanz des Bodensee-Obersees | 1967 |
| Nr. 9 | Bodensee-Sedimente | 1971 |
| Nr. 10 | Bericht über den Bodensee | 1971 |
| Nr. 11 | Die Berechnung von Frachten gelöster Phosphor- und Stickstoffverbindungen aus Konzentrationsmessungen in den Bodenseezuflüssen | 1973 |
| Nr. 12 | Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees | 1973 |
| Nr. 13 | Bau- und Investitionsprogramm - Stand der Abwasserbeseitigung | 1973 |
| Nr. 14 | Regenentlastungsanlagen - Bemessung und Gestaltung | 1973 |
| Nr. 15 | Strömungsverhältnisse im Bodensee-Untersee und der Wasseraustausch zwischen den einzelnen Seebecken | 1974 |
| Nr. 16 | Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees | 1975 |

Nr. 17	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor-, Stickstoff- und organischen Verbindungen im Seejahr 1971/72	1976
Nr. 18	Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1963	1976
Nr. 19	Stand der technischen Möglichkeiten der Phosphorelimination aus kommunalen Abwässern	1977
Nr. 20	Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee-Obersee (1962-1974) und Rheinsee (1963-1973)	1977
Nr. 21	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963-1973). Teil 1 Untersee	1977
Nr. 22	Chemismus des Freiwassers des Bodensee-Obersees in den Jahren 1961 bis 1974	1979
Nr. 23	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975). Teil 2 Obersee	1979
Nr. 24	Bau-und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee - Obersees und des Untersees Planungszeitraum 1978 - 1985	1981
Nr. 25	Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978	1981
Nr. 26	Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967 -	1981
Nr. 27	Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978	1981
Nr. 28	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff im Abflussjahr 1978/79	1982
Nr. 29	Limnologische Auswirkungen der Schifffahrt auf den Bodensee	1982
Nr. 30	Die Auswirkungen der Reinhaltmassnahmen auf die limnologische Entwicklung des Bodensees (Lagebericht)	1982
Nr. 31	Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten	1984
Nr. 32	Quantitative Mikroanalyse flüchtiger, organischer Verbindungen im Bodenseewasser	1985

- Nr. 33 Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasser-
beseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees
und des Untersees
Planungszeitraum 1986-1995 1985
- Nr. 34 Die Zukunft der Reinhaltung des Bodensees
Weitergehende und vorbeugende Massnahmen
- Denkschrift - 1987

