

Arbeitsgemeinschaft
Gesamtkonzept Neusiedler See

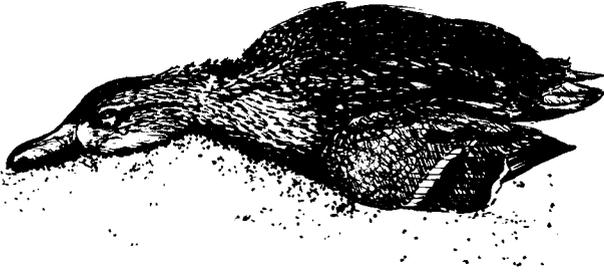
Sonderdruck aus

FORSCHUNGSBERICHT 1985/86

Copyright © 1987

Herausgegeben von den Bundesministerien für Wissenschaft und Forschung und Umwelt, Jugend und
Familie und dem Land Burgenland — Landesmuseum als Sonderband 77
der Wissenschaftlichen Arbeiten aus dem Burgenland

Arbeitsgemeinschaft
Gesamtkonzept Neusiedler See



ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AM WASSERVOGEL- BOTULISMUS IM SEEWINKEL (NEUSIEDLER SEE-GEBIET)

Dr. Alfred GRÜLL

und

Dr. Georg RAUER¹⁾

Dr. Hubert SAGMEISTER²⁾

Anschrift:

Amt der Burgenländischen Landesregierung,
Abt. XII/3-Biologische Station Neusiedler See, 7142 Illmitz

¹⁾Badnerstraße 23, 2540 Baden

²⁾Institut für Bakteriologie und Tierhygiene der Veterinärmedizinischen Universität, Linke Bahngasse
11, 1030 Wien

Abschluß: Jänner 1987

Finanzierung: BMWF über AGN

1. Kurzfassung

In einer interdisziplinären Untersuchung (Ornithologie, Limnologie, Bakteriologie) an den Seewinkellacken wurde zunächst das Auftreten von Wasservogel-Botulismus mit Temperaturverlauf, Wasserstandsentwicklung, Vorkommen von Anaerobie usw. verglichen und dann weiteres Datenmaterial zu Fragen des Substrates für die Toxinbildung sowie der Toxinübertragung auf Vögel gesammelt („microenvironment“- und „sludgebed“-Theorie).

Die Ergebnisse lassen zwar einen Zusammenhang mit hohen Temperaturen erkennen, die aber das Wachstum von *Clostridium botulinum* nur indirekt begünstigen dürften. Hinweise auf Massensterben von Benthosorganismen, in denen dann Toxine gebildet werden könnten, waren nicht zu finden. In Wasserproben aus den Lacken blieben die Toxine bis zu einem pH-Wert von 9,5 stabil. Planbeobachtungen bei ausgelegten Hühnerkadavern ergaben, daß die Larven von Aasfliegen zumindest für Lachmöwen eine wichtige Toxinquelle darstellen können, während ihrer Wanderung vor der Verpuppung wahrscheinlich auch für viele andere Wasservogelarten. Auch eine Kontamination vorher nicht infizierter Vogelkadaver mit *Clostridium botulinum* über Fliegen kann hier eine Toxinbildung auslösen. In der Diskussion werden vor allem Fragestellungen für weitere Forschungsprojekte umrissen.

Zeitraum der Untersuchungen:

Ornithologisch-limnologischer Teil: Mai—September 1984—85. Bakteriologischer Teil: Mai 1985—Dezember 1986.

2. Problemstellung

Wasservogel-Botulismus ist eine Vergiftung durch das Toxin des saprophytisch u.a. in Gewässerböden vorkommenden Bakterium *Clostridium botulinum* (Typ C). Das Nervengift wird von den Vögeln mit der Nahrung aufgenommen, verursacht schlaffe Lähmungen und führt in den meisten Fällen zum Tod. Bei ungünstigen Bedingungen bildet *Clostridium botulinum* trockenheits- und frostresistente Dauersporen, die mehr als 10 Jahre lang lebensfähig sind.

In Österreich traten Vogelsterben durch Botulismus erstmas 1982 (GRÜLL, 1983) und 1983 an den flachen Salzlacken des Seewinkels östlich des Neusiedler Sees auf (insgesamt über 4000 aufgesammelte Vögel). Neben einigen häufigen Schwimmvogelarten (über 70% der Opfer) wurden auch 8 Schwarzhalstaucher (*Podiceps nigricollis*), 2 Löffler (*Platalea leucorodia*), 5 Kolbenenten (*Netta rufina*), 23 Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*), 2 Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*), 31 Rotschenkel (*Tringa totanus*) sowie 38 Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) tot oder mit Lähmungen gefunden. Bei fast allen der aufgezählten Arten hält sich von Juni bis August zumindest ein Großteil des Brutbestandes noch im Gebiet auf, wobei sich vor allem Löffler und Säbelschnäbler an wenigen Lacken konzentrieren und dann von Botulismusausbrüchen besonders schwer betroffen sein können. Da es sich durchwegs um gefährdete Brutvögel der „Roten Liste“ (HABLE et al., 1983) handelt, stellt das Auftreten von Wasservogel-Botulismus im Seewinkel auch ein potentielles Artenschutzproblem dar.

In Europa tritt Botulismus zumindest seit Anfang der 70er Jahre regelmäßig auf, unter anderem fast alljährlich an zahlreichen Salzgewässern der ungarischen Tiefebene, die mit dem Gewässertyp der Seewinkellacken am ehesten vergleichbar sind (I. STERBETZ, briefl.; Z. SZENEK, pers. Mittlg.). Die heißen Sommer zu Beginn der 80er Jahre hatten aber in vielen Gebieten verstärkte und z.T. neue Ausbrüche in vorher nicht betroffenen Gewässern zur Fol-

ge (z.B. HAAGSMA, 1975; FEILER & KÖHLER, 1977; REICHHOLF, 1983, 1985; HOLLER & MECKLING, 1984; SEZEN & GREUEL, 1984; HUDEC & PELLANTOVÁ, 1985; MAHLER, 1986). Seither treten vor allem in der BRD immer katastrophalere Vogelsterben auf (in der Wedeler Marsch/Unterelebawatt 1983 z.B. 40.000 Opfer; HÄLTERLEIN & HEINZE, 1983), die bedeutende Wasservogelgebiete stark entwerten (K. D. SCHWETTMANN, briefl.; G. M. HEINZE, briefl.; A. MÜLLER, pers. Mittlg.). Bei Durchsicht der Literatur fällt auf, daß allen näher beschriebenen Botulismuskörpern eine starke Eutrophierung durch hohe organische Belastung mit Abwässern oder durch Entwässerungsmaßnahmen und intensive Düngung in landwirtschaftlich genutzten Gebieten der Umgebung gemeinsam ist (z.B. HOBMAIER, 1932; SPERRY, 1947; FEILER & KÖHLER, 1977; STERBETZ, 1978; VIRÁG, 1978; J. CASTROVIEJO in LECKEBUSCH, 1979; WEISS, WACKER & DALCHOW, 1982; HÄLTERLEIN & HEINZE, 1983; SEZEN & GREUEL, 1984; HUDEC & PELLANTOVÁ, 1985; MAHLER, 1986; G. LUTSCHINGER, briefl.; O. LOTHZKY, pers. Mittlg.). Auch an vielen Seewinkellacken ist die Nährstoffbelastung durch die in den letzten beiden Jahrzehnten stark angestiegene Mineraldüngung sehr hoch (s. Untersuchungsgebiet).

Obwohl sich seit den 20er Jahren dieses Jahrhunderts vor allem in Nordamerika zahlreiche Untersuchungen mit dem Problem des Wasservogel-Botulismus beschäftigt haben, sind die ökologischen Zusammenhänge noch immer weitgehend ungeklärt; auffallend dabei ist, daß zwar eine Fülle von bakteriologischen Arbeiten über Wachstum und Toxinproduktion von *Clostridium botulinum* in Abhängigkeit von einigen leicht erfaßbaren Umweltfaktoren unter Laborbedingungen vorliegt, die meisten Freilandarbeiten sich aber aufgrund methodischer Schwierigkeiten auf Beschreibungen der Ausbrüche und Biotopverhältnisse beschränken. Nur wenige Veröffentlichungen befassen sich mit Fragen der Ökologie von *Clostridium botulinum* im Gewässer (vor allem HOBMAIER, 1932; BELL, SCIPLE & HUBERT, 1955; JENSEN & ALLEN, 1960; HAAGSMA, 1973; MOULTON, JENSEN & LOW, 1976; HOLLER & MECKLING, 1984).

Die Wasservogelvergiftungen erfolgen wahrscheinlich ausschließlich nach Aufnahme fertiger Toxine („preformed toxin“); eine Infektion mit *Clostridium botulinum* und anschließende Toxinbildung im lebenden Körper ist wegen der starken mikrobiellen Konkurrenz offenbar nicht möglich (eine Ausnahme bildet der sogenannte „Säuglings-Botulismus“ oder „Krippentod“, der wahrscheinlich auf eine noch unzureichend entwickelte Darmflora zurückzuführen ist; SMITH, 1977; J. HAAGSMA, briefl.). Von den Faktoren, die das Wachstum der Clostridien ermöglichen, sind erst zwei genau bekannt:

— *Clostridium botulinum* braucht als obligater Anaerobier ein sauerstoffreies Milieu.
— Eine langsame Giftproduktion beginnt zwar schon bei 12,5°C, eine *rasche* Toxinanreicherung (für Wasservogel gefährliche Konzentrationen bereits nach 6 Tagen) ist aber bei den C-Stämmen (Wasservogel-Botulismus) erst ab 20°C möglich. Das Optimum liegt zwischen 30° und 37°C (HAAGSMA, 1973; SMITH, 1977).

Die *Clostridium botulinum*-C-Stämme sind weiters nicht proteolytisch. Aus diesem Grunde sind für das Wachstum neben hohen Temperaturen und Anaerobie auch bestimmte Aminosäuren notwendig (SMITH, 1977). Besonders wichtig ist daher die Frage nach dem Substrat, in dem *Clostridium botulinum* im Freiland wachsen kann.

Im nordamerikanischen Schrifttum wurden dazu zwei Hypothesen formuliert: Nach der „sludgebed“-Theorie erfolgen Wachstum und Giftbildung in sauerstofffreien Bereichen des Gewässerbodens, sobald hier unter bestimmten Umweltbedingungen zerfallendes organisches Material in großen Mengen für die Bakterien verfügbar wird, nach dem „microenvironment concept“ hingegen unabhängig vom Milieu der Umgebung in kleinen, nach außen hin abgeschlossenen Körpern, vielleicht in Invertebratenleichen (BELL et al., 1955). Viele Befunde späterer Arbeiten sprechen für das „microenvironment concept“, ohne es wirklich zu beweisen; so gelang es bei Ausbrüchen nur ausnahmsweise, Botulinustoxine im Schlamm der Ge-

wässer (und dann nur im unmittelbaren Bereich toxischer Vogelkadaver) nachzuweisen (HAAGSMA, 1973). Im alkalischen Bereich, nach SMITH (1977) ab pH 9,5, verliert das Toxin seine Wirkung. In zahlreichen Kulturversuchen konnte stärkere Toxinproduktion immer nur nach Zugabe von tierischem Eiweiß erzielt werden (HOBMAIER, 1932; BELL et al., 1955; HUNTER, 1970; HAAGSMA, 1973). Die Untersuchungen von JENSEN & ALLEN (1960) sowie BLAKER (1967) lassen schließlich Zusammenhänge zwischen Botulismusaussbrüchen und Massensterben bei aquatischen Invertebraten vermuten.

Sicher ist hingegen, daß in faulenden Wirbeltierkadavern, vor allem durch die proteolytische Wirkung fressender Fliegenlarven (SMITH, 1977) für *Clostridium botulinum* ausgezeichnete Nahrungsbedingungen herrschen und hier enorme Toxinmengen produziert werden können. Wegen der starken Konkurrenz mit aeroben Bakterien auf der Kadaveroberfläche ist dabei allerdings eine Infektion vor dem Tod Voraussetzung, sodaß nachher eine Vermehrung unter den sauerstofffreien Verhältnissen im Körperinneren vom Darm aus möglich ist (HUNTER, 1970; HAAGSMA, 1975). Nur durch Aasfliegen, die in Botulismusebenen ebenfalls mit *Clostridium botulinum* infiziert sind (HAAGSMA, 1973), könnte auch eine postmortale Kontamination der Kadaver mit anschließender Clostridienentwicklung erfolgen. Bei der Übertragung des Toxins auf Wasservögel können dann hochtoxische Gewebeteilchen der zerfallenden Leichen (HAAGSMA, 1975), vor allem aber die in den Kadavern fressenden Fliegenmaden eine Rolle spielen (siehe S. 330). Auch zahlreiche andere, in erster Linie im Wasser lebende Invertebraten, die ebenfalls Toxine speichern können, kommen als Überträger in Frage (HUNTER, 1970; REICHHOLF, 1983).

Im Seewinkel wurden in einer interdisziplinären Untersuchung (Ornithologie, Limnologie, Bakteriologie) für die spezifischen Verhältnisse an den Salzlacken weitere Befunde zu den vorliegenden Theorien erarbeitet, um letztlich jene Umwelteinflüsse aufzudecken, die zum Auftreten von Botulismus führen. Dabei schenkten wir den Folgeerscheinungen der Eutrophierung (Anaerobie, Benthosentwicklung) besondere Aufmerksamkeit. Um den Wert praktischer Gegenmaßnahmen wie das regelmäßige Aufsammeln der Botulismuspfer für die Eindämmung der Massensterben besser beurteilen zu können, bildete die Frage nach der Rolle der Vogelkadaver bei der Toxinübertragung einen weiteren Schwerpunkt. Da die wenigen ökologischen Ergebnisse in der Literatur keinen konkreten Arbeitsansatz ergaben, erschien es im Rahmen der zur Verfügung stehenden Zeit sinnvoll, das Untersuchungsthema zunächst nicht zu stark einzuschränken, sondern mit mehreren, sehr unterschiedlichen Problemstellungen zu beginnen. Diese thematische Vielfalt, vor allem aber das aus der Sicht des Naturschutzes erfreuliche Ausbleiben größerer Botulismusaussbrüche im Untersuchungszeitraum hatten zur Folge, daß nur ein Teil der Fragen erschöpfend und detailliert beantwortet werden konnte. Ziel der vorliegenden Studie ist es daher auch, für die weitere Forschung neue Möglichkeiten aufzuzeigen und zu stärker ökologisch ausgerichteter Freilandarbeit zu ermuntern; unsere Ergebnisse sind dabei als Grundlage für Konzepte nachfolgender Projekte zu verstehen.

Im Einzelnen wurden folgende Punkte bearbeitet:

1. Abhängigkeit des Auftretens von Wasservogel-Botulismus von verschiedenen Umweltfaktoren (Temperatur, Wasserstand, Anaerobie, Verseuchung durch Sporen).
2. Substrat für Toxinbildung, Übertragung des Toxins auf Wasservögel (Rolle der Benthosorganismen, pH-Stabilität des Toxins in den Lacken, Abhängigkeit der Toxinproduktion vom Nährsubstrat in Laborversuchen).
3. Bedeutung von Vogelkadavern für die Toxinübertragung (Rolle der Fliegenlarven, Infektion der Wasservögel mit *Clostridium botulinum*, postmortale Kontamination der Kadaver durch Fliegen).

Wegen der sehr unterschiedlichen Methodik und Form der Datenpräsentation werden die

Kapitel „Methoden“ und „Erfasste Grundlagen“ der Arbeitsbereiche Ornithologie und Limnologie in einem gesonderten Kap. 4 den bakteriologischen Methoden und Befunden Kap. 5 gegenübergestellt.

Für die ausgezeichnete Einführung in die bakteriologischen Arbeitsmethoden, ohne die wir viel Zeit verloren hätten, sowie für weiterführende Kritik und Diskussionsbeiträge während der Durchführung des Projektes (s. Stellungnahme zu Zwischenbericht) danken wir Herrn Dr. J. HAAGSMA (Centraal Diergeneeskundig Instituut Rotterdam). Einen Teil der Toxinnachweise übernahm die Bundesanstalt für Tierseuchenbekämpfung in Mödling (Univ.-Doz. Dr. W. KROCZA und Dr. R. KISSLING). Bei der Auswertung von Wasservogelzählungen konnten die Daten folgender Beobachter verwendet werden: H.-M. BERG, Ch. BRAUNBERGER, L. DÖLL, M. DVORAK, H. HOI, O. KLAFFKE, B. KOHLER, R. KRAMER, E. LEDERER, J. MANEGOLD, Th. MEINEKE, GPF. MONTGOMERY, A. MÜLLER, A. RANNER, R. SCHÜTT und M. SEEBERG-LEMKE. Auch ihnen sei hier gedankt.

3. Untersuchungsgebiet

Wasservogel-Botulismus trat im Neusiedler See-Gebiet bisher nur an den seichten Salzlacken des Seewinkels und nicht im See selbst auf. Diese etwa 80 Lacken sind in Hinblick auf Morphologie, Geologie, Wasserchemie und menschliche Einflüsse sehr vielfältig. Die stark schwankenden Wasserstände betragen höchstens 40–60 cm, viele Lacken trocknen im Sommer aus. Besonders typisch ist ein hoher Salzgehalt (v.a. Soda) und eine meist hohe Alkalinität (Sodakonzentrationen von etwa 5 bis über 50 g/l, pH-Werte bis über 11; LÖFFLER, 1982). Die Gesamtkonzentration ist in Abhängigkeit von den Wasserständen sehr starken jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Ursprünglich ließen sich je nach Untergrund und Salzgehalt 2 Gewässertypen unterscheiden, zwischen denen es aber auch alle Übergänge gab: Hochkonzentrierte, oft stark alkalische Lacken auf tonigen Böden mit spärlicher Salzvegetation und weißgrauer, anorganischer Trübung sowie sodaärmere auf vorwiegend sandig-schottrigen Böden mit gut entwickelten Röhrichten, humusreicher Schlammschicht und dunkelbrauner, humöser Färbung des Wassers. Die Verbindung der Lacken untereinander oder mit dem See über Kanalsysteme, zahlreiche Baggerungen, sowie teilweise starke Eutrophierung haben diese Unterschiede allerdings reduziert.

Obwohl die Nährstoffkonzentrationen in den ursprünglich abflußlosen Lacken schon immer hoch waren, zeigen die wenigen vorliegenden Meßdaten, daß die zusätzliche Nährstoffbelastung durch menschliche Einflüsse doch erheblich ist. Besonders auffällig ist dabei die plötzliche Konzentrationszunahme von Nitrat nach heftigen Regenfällen als Folge der Auswaschung aus den angrenzenden Böden, die im Lackengebiet in den letzten drei Jahrzehnten vor allem durch Weinbau immer intensiver genutzt wurden (LÖFFLER, 1982); so nahm zum Beispiel die Rebfläche in der Region Podersdorf-Illmitz-Apetlon von 1966 bis 1975 um 85% zu (VIELHABER in LÖFFLER & NEWRKLA, 1985). Phosphor wird auch durch Wind eingetragen. Mehrere Lacken werden zusätzlich noch durch kommunale Abwässer oder Intensivkarpfenhaltung belastet.

Wahrscheinlich als Folge der Eutrophierung nahmen in den letzten Jahren Fadenalgen wie *Cladophora* sprunghaft zu (LÖFFLER, 1982); über die jahreszeitliche Entwicklung der Algenbestände in Abhängigkeit von der Nährstoffkonzentration sowie zum Ausmaß der Primärproduktion liegen jedoch kaum Daten vor. Die Bakteriologie der Seewinkellacken ist derzeit überhaupt nicht untersucht. Die rasche Zunahme der Verschilfung an den meisten Lacken seit Einstellung des Viehaustriebes zeigt deutlich, daß die Ausbreitung der Röhrichte abgesehen vom Sodagehalt auch durch den Tritt und Verbiß der Rinder kontrolliert wurde. Unterger-

tauchte Wasserpflanzen, vor allem Kammförmiges Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatus*), können nur in den schwächer konzentrierten, nicht zu stark getrübbten Lacken größere Bestände bilden.

Die für Enten und Watvögel als Nahrungsgrundlage sehr wichtige Evertebratenfauna (v.a. die im Schlamm lebenden Zuckmückenlarven) sind im Hinblick auf ihre Dichte- und Biomasseverteilung auf die verschiedenartigen Lacken kaum untersucht. Eine Ausnahme bilden die Ruderwanzen (*Corixidae*), die an der Birnbaumlacke quantitativ erfaßt wurden (im Schilfbestand dieser Lacke bis zu 2000 Ex./m²; GLATZ, 1976), sowie der Kiemenfußkrebs *Branchinecta orientalis* (JUNGWIRTH, 1973).

Illmitzer Zicksee, Lange Lacke, Mittlere Wörtenlacke und der Nordteil der Huldenlacke, an denen Botulismus auftrat bzw. der Hauptteil der Untersuchungen durchgeführt wurde, sollen näher beschrieben werden (s. auch Tab. 1 und 2). Lange Lacke und Wörtenlacke sind stark anorganisch getrübt, nur der Illmitzer Zicksee weist teilweise klares, braungefärbtes Wasser auf. Der Nordteil der Huldenlacke ist wegen der hohen Abwasserbelastung nicht mehr einzuordnen. Der pH-Wert überschreitet an allen vier Lacken nur selten 9,5. Mit dem Nährstoffangebot in den einzelnen Lacken beschäftigte sich in letzter Zeit vor allem WINKLER (1983) im Zusammenhang mit einer Untersuchung der Limikolenfauna des Seewinkels. Danach zählen die von uns untersuchten Gebiete aufgrund besonders hoher Biomasse- und niedriger Diversitätswerte bei dieser Vogelgruppe zu den sieben am stärksten eutrophierten Lacken des Seewinkels; die Dichteverteilung der Wasserflöhe (*Daphnien*), die von den Planktonorganismen offenbar am ehesten mit großem Nährstoffangebot korreliert sind, ließ weiters vermuten, daß das tierische Nahrungsangebot am Illmitzer Zicksee, Unterstinker See und in der Huldenlacke am größten ist. An diesen Lacken konnten bei der genannten Untersuchung auch die höchsten Algenbiomassen (gemessen als Chlorophyllwerte) festgestellt werden.

Tabelle 1: Einige Merkmale der 4 untersuchten Lacken (nach FISCHER-NAGEL, 1977).

	Illm. Zicksee	Lange Lacke	Mittl. Wörtenl.	Huldenl./N
Größe (ha)	120	150	31	5
Wassertiefe (cm)	20—30	50—60	50—60	45
Austrocknung	häufig	sehr selten	sehr selten	nie
Bodengrund	sandig-lehmig	sandig-lehmig	tonig	sandig
anorgan. Trübung	+	+	+	—
humöse Färbung	+	—	—	—

Tabelle 2: Wasserchemische Charakterisierung der untersuchten Lacken: Meßwerte (Minima und Maxima) 1983—85 (nach unpubl. Daten H. METZ).

	Illmitzer Zicksee		Lange Lacke		Mittl. Wörtenlacke		Huldenlacke/N-Teil	
	März-Mai	Juli/Aug.	März-Mai	Juli/Aug.	März-Mai	Juli/Aug.	März-Mai	Juli/Aug.
pH	9,1	9,3	8,8-9,5	8,9-9,5	8,8-9,3	9,3-9,5	8,4-10,0	8,4-9,3
SBV (mval)	15,4	79,6	3,4-18,0	17,1-22,0	10,6-13,5	10,9-16,6	1,7-7,5	6,4-6,7
Na ⁺ (mg/l)	—	2915	218-546	714	407	514	80-196	199
Cl ⁻ (mg/l)	194	1650	64-138	115-196	75-148	135-182	61-118	169-288
SO ₄ (mg/l)	244	3238	158-309	530-564	129	213-512	89-243	334-631
PO ₄ (µg/l)	33	800	60-494	70-445	20-46	20-30	70-398	154-273
NH ₄ (µg/l)	60	122	34-348	114-162	67-75	57-158	34-1955	161-1170
NO ₃ (µg/l)	26	46	40-779	0-46	42-92	0-8	4-6613	46-176
n	0-1	1	6	1-2	1-2	1-2	6	1-2

a) Illmitzer Zicksee:

Der Versuch einer Trockenlegung durch Aushub von Kanälen um 1930 war erfolglos (Burgenländisches Landesarchiv, 1954, Amt der Burgenländischen Landesregierung). Etwa zur selben Zeit wurde auch der Pfarrergraben angelegt, der die Lacke zum See hin entwässert. Um einen mittleren Wasserstand länger halten zu können, wird seit Beginn der 70er Jahre im abführenden Grabenteil wieder gestaut. Der obere Teil des Pfarrergrabens entwässert die Pfarrwiesen östlich von Illmitz und leitete über 50 Jahre lang Kanal- und Oberflächenabwasser aus der Ortschaft in die Lacke. Bis in die erste Hälfte dieses Jahrhunderts grenzten an den Zicksee fast nur durch Viehtrieb genutzte Wiesen. Noch 1921 betrug die Weinbaufläche der Gemeinde nur 20 ha. Bis 1967 stieg sie dann auf 900 (TSCHIDA, 1967) und bis 1986 auf ca. 1800 ha an (J. LOOS, pers. Mittlg.). Stark gedüngte Weinanbau- und Ackerflächen reichen heute bis an die Lackenufer. Zusätzliche Nährstoffeinträge entstehen auch durch eine Brutkolonie von 3000 bis 4000 Lachmöwenpaaren in der Lacke. Der Gehalt an gelösten Nährstoffen kann im Sommer bei niedrigen Wasserständen sprunghaft auf sehr hohe Spitzenwerte von 800 µg Orthophosphat/l ansteigen.

Während die freien Wasserflächen nach DIETZ (1966) zu Beginn der 60er Jahre noch größtenteils unbewachsen waren, bedecken in den letzten Jahren im Frühsommer große Fadenalgenteppiche die Lacke. Besonders auffällig ist die damit in Zusammenhang stehende, rasche Zunahme des Höckerschwans. Größere Nichtbrüteransammlungen traten am Illmitzer Zicksee erstmals Ende der 70er Jahre auf. 1981 stieg dann der Bestand auf 60 Nichtbrüter im Juni an. Nach Verschwinden der Fadenalgen und Absinken des Wasserstandes im Juli verlasen diese großen Pflanzenfresser die Lacke wieder. Zu Beginn der 40er Jahre setzte am damals fast ganz offenen Zicksee ein verstärkter Schilfwuchs ein (ZIMMERMANN, 1944). Heute ist die Wasserfläche fast zur Hälfte verschilft und dadurch in zahlreiche isolierte Buchten gegliedert.

b) Lange Lacke:

Bodengrund an den schilffreien Ufern hart und schottrig, in den durch Schilf von der offenen Wasserfläche abgetrennten Buchten und Rohrlacken wie am Illmitzer Zicksee mit einer weichen, sandig-lehmigen Schlammauflage bedeckt. Die Lange Lacke ist auch heute noch von einem 430 ha großen Hutweidegebiet umgeben, auf dem etwa 100 Rinder weiden. Der Düngerauftrag in den angrenzenden Weingärten beträgt aber nach ARNOLD (1982) trotzdem noch 61,5 t/Jahr (Phosphor, Stickstoff, Kalium). Da die Lacke im Einflußbereich des Seewinkel-Hauptkanals liegt, wurde sie von Frauenkirchen her ebenfalls durch kommunale Abwässer belastet (METZ, 1976). Zusätzlich wird eine Intensivkarpfenzucht mit Fütterung und Düngung betrieben. Weitere Nährstoffeinträge sind durch die riesigen Wasservogelrastbestände im Sommer, Herbst und Winter gegeben (in Normalwintern im Oktober/November Schlafplatz von etwa 30.000 Gänsen). Ende Juli 1983, zur Zeit des großen Botulismusausbruches, stieg der Orthophosphatgehalt auf 445 µg/l an. Zeitweise kommt es durch Algenblüten (vor allem unter Eis) zu einer grünlichen Verfärbung des Wassers. LÖFFLER (1982) schätzt die Jahresproduktion an Algenfrischsubstanz auf ca. 670 t/km². Submerse Wasserpflanzenbestände fehlen. Erst etwas mehr als die Hälfte der Uferlinie ist mit breiten Schilfbändern bewachsen (Abb. 4.).

c) Mittlere Wörtenlacke:

Liegt im selben Hutweidenkomplex wie die Lange Lacke, aber nicht im Einflußbereich des Seewinkel-Hauptkanals. Ebenfalls intensive Karpfenhaltung mit regelmäßiger Fütterung. In seichten Buchten zeitweise üppiger Fadenalgenbewuchs, aber keine höheren Unterwasserpflanzen. Ufer teilweise verschilft und zahlreiche Schilfinseln.

d) Huldenlacke/Nordteil:

Da sie den Ausstoß der Kläranlage St. Andrä aufnimmt, trocknet sie nie vollständig aus. Bodengrund mit dicker Faulschlammschicht. Durch die starke Abwasserbelastung zeitweise extrem hohe Stickstoffwerte (NO_3 bis zu $6613 \mu\text{g/l}$). Im Juni kann mehr als die Hälfte der Lacke mit *Potamogeton pectinatus* bewachsen und *Cladophora* sp. veralgelt sein. Ufer größtenteils verschilft.

4. Ornithologisch-limnologischer Teil

4.1. Methoden zur Problemlösung

Beim Aufsammeln der Botulismusopfer wurden die Wasser- und Schilfränder abgesucht; im Inneren der Röhrichte konnten bei Stichproben fast keine Kadaver gefunden werden. Vollständig skelettierte oder mumifizierte Reste wurden nicht mitgezählt. Bei dem großen Ausbruch am Illmitzer Zicksee 1982 führten ab 24. Juli fast täglich 5—15 Personen auf der ganzen Lacke Sammelaktionen durch. Zusätzlich kamen 4mal Mannschaften von maximal 40 Personen zum Einsatz. An der Langen Lacke kontrollierten vom 12. Juli bis 29. September 11 mal Suchtrupps von 5 bis 30 Männern. Die Dauer der Sammelaktionen war etwa konstant (meist 1,5 Stunden sofort nach Tagesanbruch), eine genauere Standardisierung der Methoden war aber wegen der sehr unterschiedlichen Größe, Erfahrung und Motivation der einzelnen Mannschaften nicht möglich.

Wasser- und Schlammttemperaturen wurden mit einem elektrischen Thermometer (Cormark digital thermometer), das über eine ca. 20 cm lange, nur an der Spitze empfindliche Sonde verfügt, gemessen. Die Redoxpotentialmessungen führten wir mit einer Platinelektrode in Verbindung mit einer Kalomelektrode (Fa. Metrohm AG) durch. Als Voltmeter diente ein pH-Meter (pH-DIGI 550, Wissenschaftlich-Technische Werkstätten/Weilheim). Die Proben entnahmen wir mit einem kleinen Plexiglaszylinder dem Lackenboden. Im Labor wurde dann die Kalomelektrode in das überstehende Wasser gehängt und die Platinelektrode seitlich durch einen mit einer Silikonmasse gefüllten vertikalen Spalt in unterschiedlichen Tiefen in den Schlamm gestoßen. Sobald sich die angezeigten Werte innerhalb einer Minute nur um einige Millivolt änderten (nach 10—20 min), wurde die Spannung abgelesen und durch die Addition von 250 mV auf die Normalwasserstoffelektrode bezogen.

Die Entnahme von Bodenproben zur Untersuchung der Benthosorganismen erfolgte mit Hilfe des kleinen Plastikzylinders (im Querschnitt 19 cm^2). Die Proben wurden möglichst bald mit 225μ oder 500μ Sieben geschlämmt und unter dem Binokular ausgezählt. Zur besseren Erfassung großer Chironomidenlarven haben wir zusätzlich Proben mit einem ca. 1 m langen Stahlrohr (Querschnittsfläche 300 cm^2) genommen, das in den Lackenboden gerammt und mit einem kleinen Becher direkt in ein Sieb (Maschenweite 1 mm) ausgeschöpft wurde. Schlämmen und Auszählen der Probe erfolgten in der Lacke. Alle Uhrzeiten werden in Sommerzeit angegeben.

4.2. Bisher erfasste Grundlagen

4.2.1. Auftreten von Wasservogel-Botulismus im Seewinkel in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltfaktoren

4.2.1.1. Verlauf der Ausbrüche

Am 19. Juli 1982 konnte Wasservogel-Botulismus erstmals am Illmitzer Zicksee nachgewiesen werden (Höhepunkt am 27. Juli mit 300 Kadavern). Bis Ende September wurden hier 2161 tote oder gelähmte Vögel aufgesammelt (GRÜLL, 1983).

1983 tauchten die ersten Vergiftungen am Illmitzer Zicksee bereits am 13. Juni auf, das Sterben hielt bis zum Austrocknen der Lacke Anfang August an. Vom 12. Juli bis Ende September wurden weiters zahlreiche Botulismusopfer (v.a. Stockenten) im Gebiet Lange Lacke-Wörtenlacken gefunden. Ende Juli/Anfang August traten kurzfristig noch an anderen Lacken Wasservogelsterben auf (v.a. Kirchsee, Runde Lacke, Huldenlacke). Die Anzahl der aufgesammelten Vögel betrug in diesem Jahr 2103.

1984 trat Botulismus nur von 23. Juni bis 9. Juli hauptsächlich bei jungen Lachmöwen im Bereich der Brutkolonie an den Wörtenlacken auf (insgesamt 26 Opfer). Nach Selbständigwerden der Jungvögel Anfang bis Mitte Juli konnten bei mehreren Kontrollen bis 6. September keine Kadaver mehr gefunden werden. Dasselbe gilt auch für die benachbarte Lange Lacke (5 Kontrollen zwischen 17. Juli und 28. August). Der Illmitzer Zicksee wurde nur bis Mitte Juli abgesucht, dann trocknete er wieder aus.

Für 1985 liegt nur 1 Nachweis für die Rochuslacke/St. Andrä vor, wo von 16. bis 22. August nach Angaben der Jägerschaft mindestens 35 teilweise noch nicht flugfähige Hochbrutflügenten starben. Von Ende Mai bis 6. August ergaben 11 Kontrollen in Teilen des Illmitzer Zicksees sowie 7 Kontrollen bis 22. August im Gebiet Lange Lacke-Wörtenlacken keine Funde.

Außerhalb des Neusiedler See-Gebietes meldete G. LUTSCHINGER (briefl.) in diesem Jahr einen Botulismusausbruch in einem Klärbecken der Zuckerfabrik Hohenau/March (Niederösterreich) etwa 90 km nördlich des Seewinkels (4.—13. August mindestens 150 Todesopfer).

1986 gelangen trotz monatlicher Kontrollen im gesamten Seewinkel von Juni bis September keine Botulismuspachweise.

4.2.1.2. Wasservogelbestände

Abb. 1 und 2 zeigen Ergebnisse der Schwimmvogelzählungen in den beiden wichtigsten Botulismus-Gebieten Illmitzer Zicksee und Lange Lacke in den Sommern 1981—1986. Am *Illmitzer Zicksee* waren mit Ausnahme von 1984 auch in allen Jahren ohne Botulismusausbruch (1981, 1985, 1986) Schwimmenten- und z.T. Bläßhuhnbestände vorhanden. Die Anzahl der Schwimmenten stieg dabei von Juni/Juli (meist unter 1000 Ex.) ab der 2. Augustpentade bis Ende September auf maximal 8000—9000 an. 1984 war die Lacke bereits Mitte Juli vollständig trocken. Am Zicksee brüten nach Zählungen 1984 alljährlich etwa 3000—4000 Paare Lachmöwen. Der Bestand flügger, aber noch nicht selbständiger Jungmöwen an der Lacke betrug um den 20. Juni 1983 und 1985 über 1000 Exemplare. Wie in den anderen Jahren erreichten auch im extremen Trockensommer 1984 (kein Auftreten von Botulismus in Illmitz) die letzten Jungen erst Mitte Juli ihre Selbständigkeit (Lackenbestände am 12. Juli 1984 170 und am 11. Juli 1985 173 juv.)

An der *Langen Lacke* nahm der Stockentenbestand ab Anfang bis Mitte Juli rasch zu und erreichte in allen Sommern ohne Botulismus ein Augustmaximum von über 4000 Exemplaren. Aus dem Botulismus-Jahr 1983 liegen leider keine Vergleichsdaten vor. Der Bestand juv. Lachmöwen im Koloniebereich der Wörtenlacken betrug in der 2. Junihälfte 1984 (Botulismusausbruch!) und 1985 (keine Botulismuspachweise) jeweils 200 Exemplare. Wie am Illmitzer Zicksee verließen die letzten Jungmöwen etwa Mitte Juli die Lacken.

4.2.1.3. Wasserstände

Zusammenhänge zwischen Botulismusausbrüchen und fallenden Wasserständen (ev. durch starke Windeinwirkung) wurden für Flachgewässer Ungarns, Spaniens und der USA (I. STERBETZ, briefl.; J. CASTROVIEJO in LECKEBUSCH, 1979; HOBMAIER, 1932; SPERRY, 1947) sowie für Klärbecken beschrieben (WEISS, WACKER & DALCHOW,

1982). Für den Illmitzer Zicksee und die Lange Lacke wurden daher die Wasserstände (Pegelstände) und Botulismusausbrüche für die Sommer 1981—1986 aufgezeichnet (Abb. 1 und 2).

Da die Pegel an den Lacken fast jedes Jahr vom Eis umgestoßen und dann immer wieder unterschiedlich tief in den Gewässerboden eingeschlagen werden, sind die Pegelablesungen der einzelnen Jahre miteinander nicht vergleichbar (Amt der burgenländischen Landesregierung, Hydrographischer Dienst). Die Werte auf den Abbildungen entsprechen daher nicht den tatsächlich abgelesenen Pegelständen, sondern sind um die Differenzen zwischen den jährlichen Pegelnullpunkten (m.ü.A.) korrigiert und können so mit anderen Jahren verglichen werden. Der Illmitzer Zicksee ist bei einem (umgerechneten) Pegelstand von 40 cm bis auf nur we-

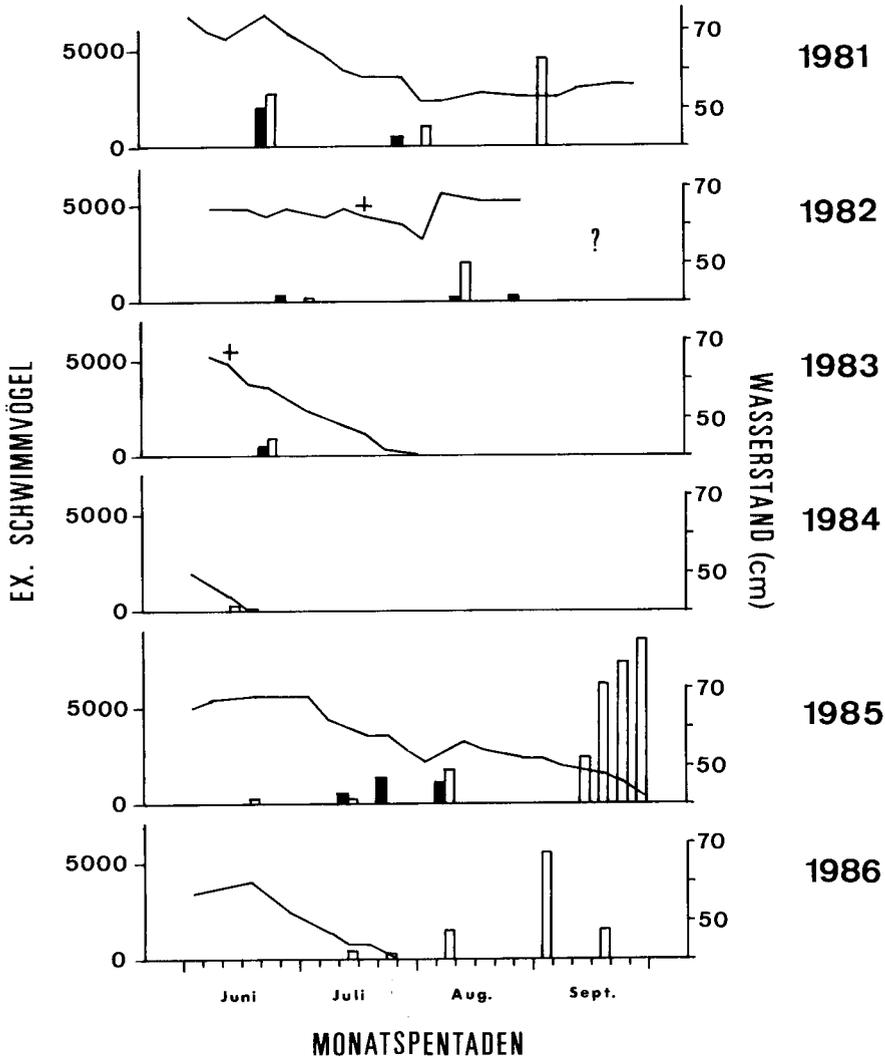


Abb. 1: Wasserstände (Kurven), Schwimmten- (weiße Säulen) und Bläuhuhnbestände (schwarze Säulen) am Illmitzer Zicksee in den Sommern 1981—1986. Kreuze: Botulismusausbrüche.

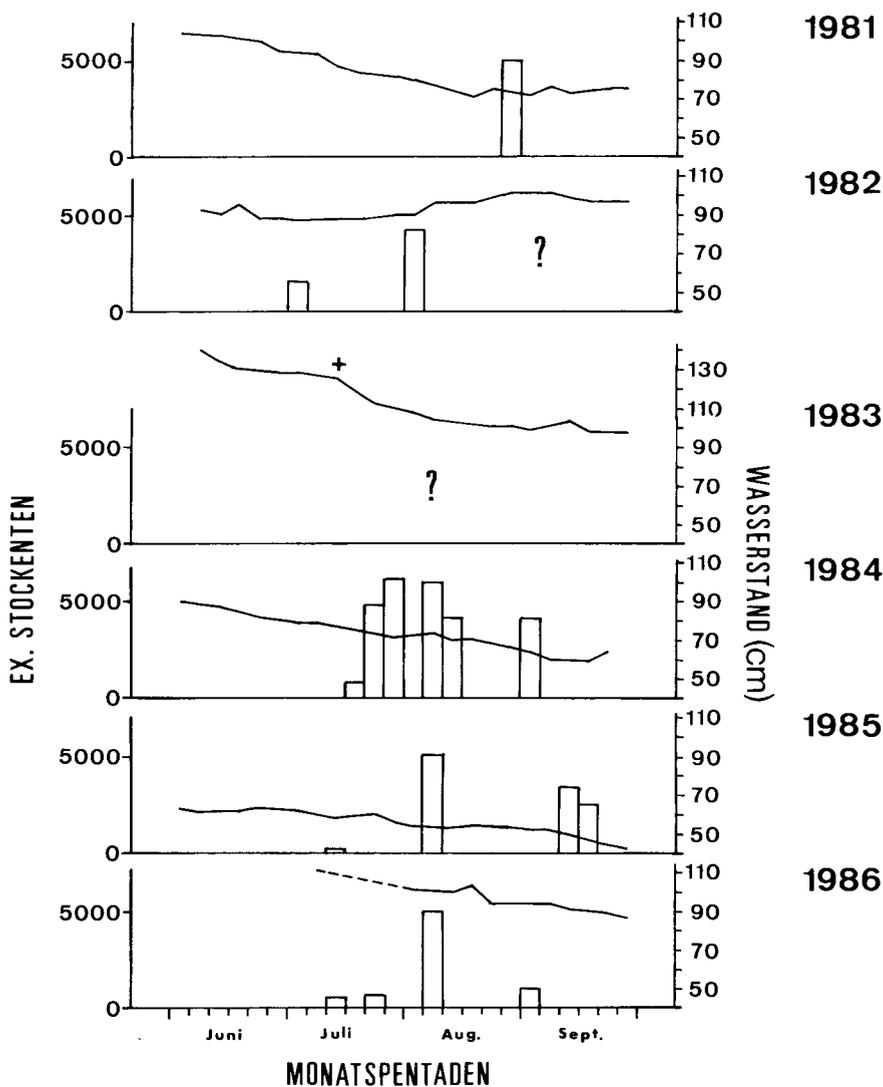


Abb. 2: Wasserstände (Kurven) und Stockentenbestände an der Langen Lacke in den Sommern 1981—1986. Kreuz: Botulismusausbruch.

nige cm tiefe Restlacken ausgetrocknet. Das Verschwinden dieser Wasserreste geht in sehr unterschiedlicher Geschwindigkeit vor sich und ist durch die Wasserstandsablesungen nicht mehr zu verfolgen: So erreichte sowohl 1983 als auch 1986 der Wasserstand bereits Ende Juli den „Nullpunkt“; 1983 war der Lackenboden sehr bald vollständig trocken, während die Entenbestände im August und September 1986 noch flache Restlacken anzeigen (Abb. 1).

An beiden Lacken sank der Wasserstand in den meisten Jahren von Anfang Juni bis Ende September kontinuierlich ab. Kurzfristige Pegelanstiege um höchstens 6 cm kamen nur sehr selten vor und können auch mit Windereignissen zusammenhängen. Eine Ausnahme bildet nur der Sommer 1982: Nach ausgiebigen Regenfällen stieg der Wasserstand an beiden Lacken ab Anfang August wieder an und blieb dann konstant hoch. Alle 3 Botulismusausbrü-

che erfolgten bei sinkendem Wasserstand. BOSSENMAIER et al. (1954) stellte an einem kanadischen Präriese Abklingen von Wasservogel-Botulismus bei Anstieg des Wasserspiegels fest. Im Seewinkel kamen Pegelanstiege während der Vogelsterben zweimal vor: Am Illmitzer Zicksee 1982 nach heftigen Regenfällen Anfang August und an der Langen Lacke 1983 (Windeinwirkung?). Die Anzahl der Kadaver, die zu dieser Zeit pro Sammelaktion und Sammler aufgefunden wurden, lassen keine Rückgänge in Abhängigkeit von den steigenden Wasserständen erkennen (Abb. 3). Die weiteren Auswirkungen des 1982 am Illmitzer Zicksee in der Folge konstant hohen Wasserstandes konnten nicht mehr verfolgt werden, da die Schwimmenten ab der 3. Augustpentade durch gezielte Treibaktionen von der Lacke ferngehalten wurden (GRÜLL, 1983). Weitere Unsicherheiten ergeben sich aus der viel zu geringen Standardisierung der Kadaver-Sammelaktionen (s. Methoden), die eine nachträgliche Darstellung des tatsächlichen Botulismusverlaufes sehr erschwert.

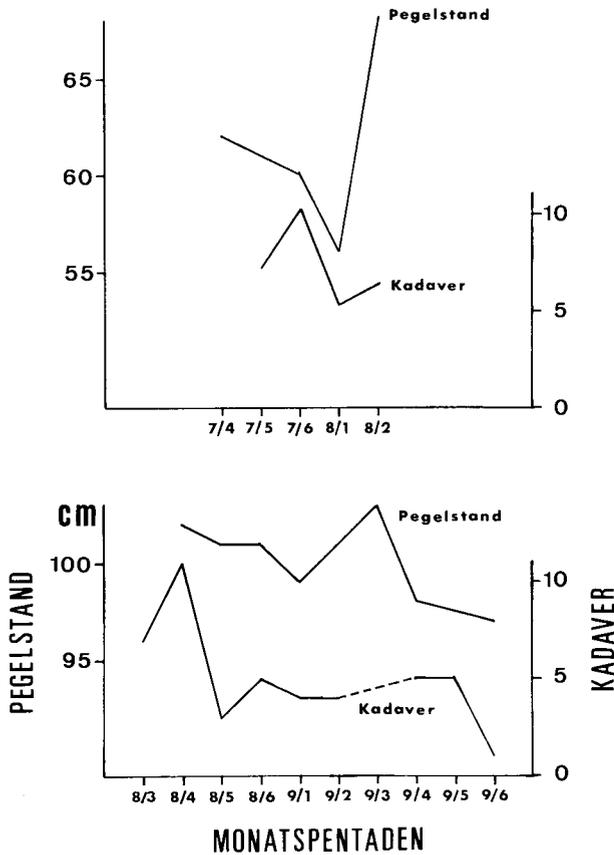


Abb. 3: Botulismusentwicklung (Anzahl pro Tag und Sammler gefundener Kadaver) in Abhängigkeit von steigenden Pegelständen am Illmitzer Zicksee 1982 (oben) und an der Langen Lacke 1983 (unten).

Auch wenn man die einzelnen Jahre miteinander vergleicht, sind für den Illmitzer Zicksee keine Zusammenhänge der Botulismusausbrüche mit den Wasserständen festzustellen: Die Pegelstände im Juli 1982 (1. Ausbruch) entsprechen weitgehend den Werten der Jahre 1981 und 1985, der Juni 1983 (2. Ausbruch) ist mit 1981, 1982 und 1985 vergleichbar (jeweils 60–70 cm, Abb. 1). An der Langen Lacke hingegen trat Botulismus nur im Jahr mit dem

höchsten Wasserstand auf (ca. 130 cm). 1982 erreichte er zwar ab August die gleichen Werte wie 1983, lag aber im Juni/Juli doch deutlich darunter (Abb. 2). Während 1983 der gesamte Schilfgürtel der Lacke sowie die seichten, schlammigen Buchten und Rohrlacken während des ganzen Sommers überschwemmt waren (s. Verteilung der Botulismusopfer am 18. August, S. 325), trockneten diese Bereiche 1984 bereits im Juli aus (Abb. 4) und waren erst 1986 wieder durchgehend überflutet. An der Rochuslacke brach das Entensterben bei sehr niedrigem Wasserstand aus (breite Uferzonen nur wenige cm tief), nachdem die Lacke im selben Sommer vor Regenfällen bereits fast ausgetrocknet war (Angaben der Jägerschaft).

Zusammenfassend kann folgendes festgehalten werden: Botulismusausbrüche traten nur bei fallenden Wasserständen, an der Langen Lacke außerdem nur bei Flutung des Schilfgürtels auf. Die Zusammenhänge können aber vorläufig wegen des viel zu geringen Materials nicht gesichert werden. Bei Pegelanstieg war zumindest kurzfristig keine Wirkung auf die Vogelsterben nachweisbar.

4.2.1.4. Lufttemperatur und Sonnenscheindauer

Zusammenhänge zwischen Botulismusausbrüchen und hohen Sommertemperaturen wurden für viele Gebiete beschrieben (z.B. HAAGSMA, 1975; FEILER & KÖHLER, 1977; ONO et al. 1982; REICHHOLF, 1983; HÄLTERLEIN & HEINZE, 1983; HOLLER & MECKLING, 1984; S. SCHUSTER, briefl.) und sind auch im Seewinkel erkennbar: Die mittlere Lufttemperatur war im Monat des ersten Ausbruches (Juli 1982) in Neusiedl am See mit 21,1°C deutlich höher als im langjährigen Durchschnitt (19,9°C; DOBESCH & NEUWIRTH, 1983). Julimittel über 21°C wurden an dieser Station von 1951—1981 nur 5 mal gemessen. Auf den letzten Hitzesommer 1976 folgten bis 1982 kühlere Jahre.

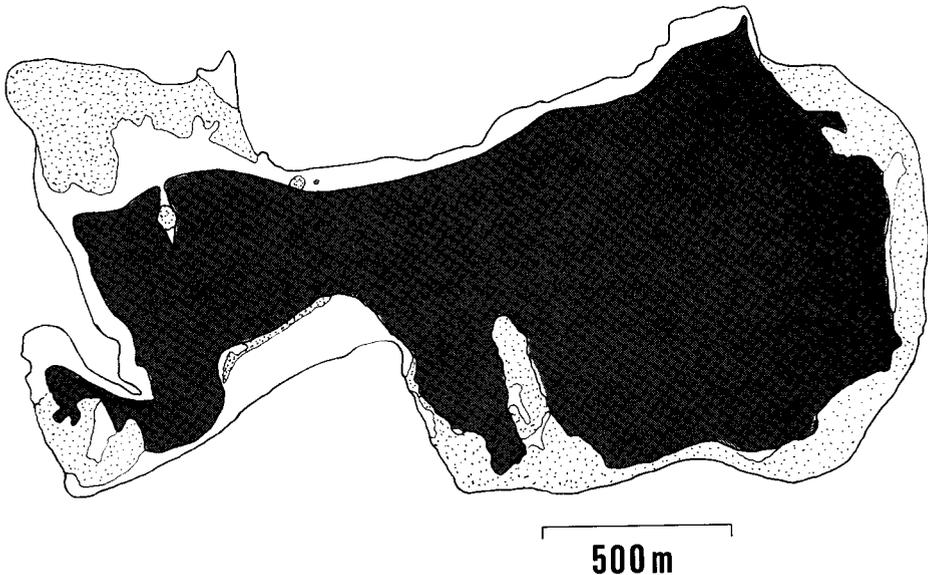


Abb. 4: Lange Lacke am 2. 8. 1984. Freie Schlammflächen (weiß), Schilfbestände (punktiert) und Wasser (schwarz).

Der Sommer 1983 (2 weitere große Ausbrüche) übertraf dann mit einem Julimittel von 23,5°C alle Hitzeperioden der letzten 30 Jahre.

Für den weiteren Vergleich des zeitlichen Auftretens von Botulismus mit dem Witterungsverlauf in den einzelnen Jahren werden nur die 3 großen Ausbrüche berücksichtigt (siehe

S. 309). Kurzfristige Wasservogelsterben nach größeren Ausbrüchen können vor allem im Juni (z.B. 1984 an den Wörtenlacken) mit Toxinresten aus dem vorhergehenden Sommer zusammenhängen (Botulinustoxine können im Biotop mindestens 9 Monate lang stabil bleiben; HAAGSMA, 1973; vergl. auch BOSENMAIER et al., 1954), sind wegen ihrer geringen Auffälligkeit leicht zu übersehen und stellen daher bei Untersuchungen von Zusammenhängen der Toxinproduktion mit Witterungsfaktoren kein brauchbares Material dar.

Abb. 5 zeigt die Monatsstundenmittel der Lufttemperatur in Illmitz für die Monate Mai—Juli 1981—1986. 2 der 3 großen Massensterben begannen jeweils im Juli der beiden heißesten Jahre dieses Zeitabschnittes (Julimittel über 20°C). Bei beiden Ausbrüchen handelte es sich um das erste Auftreten an der betreffenden Lacke (1982 Illmitz Zicksee, 1983 Lange Lacke). Der 3. Ausbruch im Juni 1983 am Illmitz Zicksee läßt hingegen keine Zusammenhänge mit besonders hohen Temperaturen erkennen: Das Junimittel liegt mit 18,7°C unter den Juliwerten fast aller Jahre ohne Botulismus und im Jahr davor (1982) sowie 1986 war auch der Juni wärmer (19,4°C bzw. 19,9°C). Nur 1984, nach dem Auftreten von Botulismus im Seewinkel das erste Jahr ohne größerem Ausbruch, war von Mai—Juni extrem kalt. Zusammenhänge mit hohen Monatsmitteltemperaturen im Mai sind ebenfalls nicht nachweisbar (Abb. 5). Ein Blick auf die Wasserstandsverhältnisse des Illmitz Zicksees (Abb. 1) zeigt, daß ähnliche Situationen wie im Juni 1983 in allen anderen Jahren außer 1984 vorhanden waren (im Juni und Juli überwiegend fallende Wasserstände bis 75 cm).

Der Ausbruch im Juni folgte im Unterschied zu den beiden Erstauftreten im Juli auf ein massives Massensterben im vorhergehenden Sommer an derselben Lacke. An einem kanadischen Salzsee traten nach schweren Sommerausbrüchen (50.000—60.000 Opfer) in manchen Jahren, temperaturunabhängig Frühjahrssterben im darauffolgenden April bei Aufgehen des Eises auf, und zwar fast immer in den Bereichen, die auch im Sommer vorher bei niedrigerem Wasserstand überflutet waren (BOSENMAIER et al., 1954). Über Winter- und Frühjahrsausbrüche an pannonischen Flachgewässern vergl. STERBETZ, (1978) sowie HUDEC & PELLANTOVÁ, (1985).

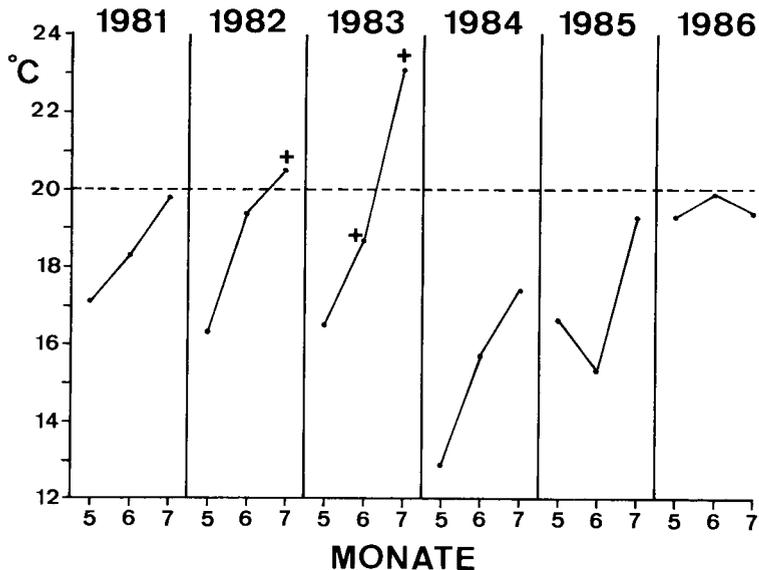


Abb. 5: Monatsstundenmittel der Lufttemperatur für Illmitz im Mai, Juni und Juli 1981—1986. Kreuze: Große Botulismusausrüche.

An der Langen Lacke trat Botulismus erst im Juli 1983, 1 Jahr später als am Illmitzer Zicksee und nur im heißesten Sommer der 80er Jahre auf. Der Wasserstand blieb hier im Vergleichszeitraum 1982 im Unterschied zum Juli 1983 konstant bzw. stieg sogar leicht an und war in allen anderen Sommern außer 1986 wesentlich niedriger als 1983 (Abb. 2).

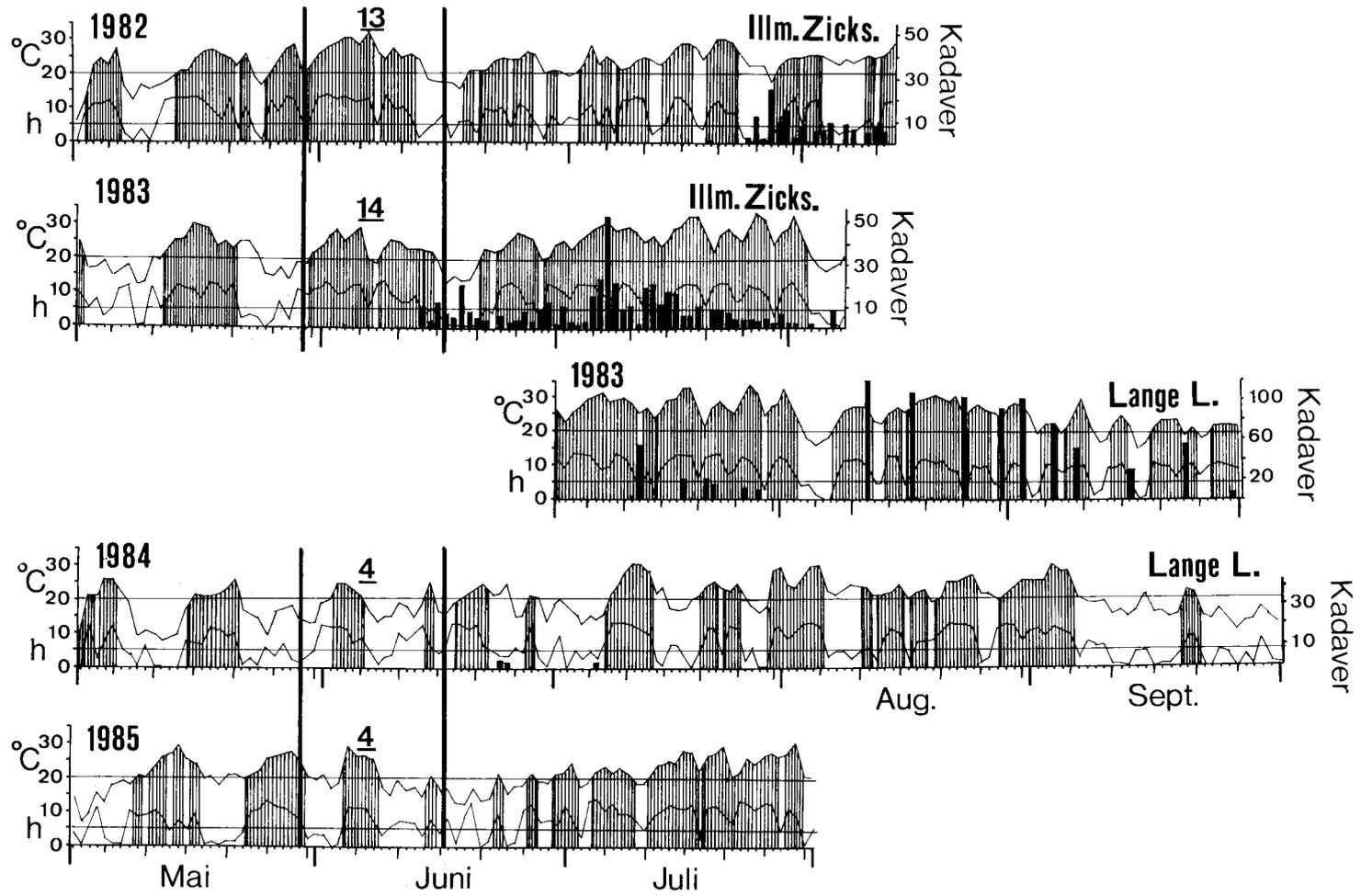
Um Einflüsse der Wassertemperatur auf Beginn und Verlauf der Botulismusausbrüche besser erkennen zu können, wurde auf Abb. 6 neben den Tageshöchsttemperaturen auch die tägliche Sonnenscheindauer aufgetragen. Dies erscheint deshalb sinnvoll, weil in den seichten Lackenzonen, die als Nahrungsgebiete für Wasservögel am wichtigsten sind, die Besonnung die entscheidende Rolle für die Temperaturentwicklung spielt (siehe S. 318).

Bei den 3 großen Ausbrüchen (1982—1983) setzten die ersten Vergiftungen zwar immer während einer heißen Schönwetterperiode ein, auf den weiteren Verlauf hatten aber auch länger anhaltende, niedrige Lufttemperaturen keine hemmende Wirkung: Der Höhepunkt des Ausbruches 1982 war erst 5 Tage nach Abklingen der Hitzewelle bei bewölktem Wetter und Höchsttemperaturen unter 20°C erreicht. Auch die zweite, fast einwöchige Schlechtwetterperiode in der 1. Augustdekade hatte keine Unterbrechung zur Folge. Dasselbe gilt für die 4. Junipentade und 1. Augustdekade während des Ausbruches 1983 am Illmitzer Zicksee. Die Unterbrechung Ende Juli/Anfang August des Jahres an der Langen Lacke könnte auch mit der Bestandsentwicklung der Wasservögel zusammenhängen (juv. Lachmöwen verließen bis Mitte Juli die Lacke, der Stockentenbestand nahm zumindest 1986 erst im August zu; Abb. 2). Für den übrigen Verlauf dieses Ausbruches sind die Abstände zwischen den einzelnen Kontrollen zu groß, um Abhängigkeiten von der Witterung ablesen zu können. Erst im Oktober der beiden Jahre, als die Lufttemperaturen nur noch ausnahmsweise 20°C überschritten, wurden keine Kadaver mehr gefunden. Über Abklingen sehr starker Wasservogelsterben innerhalb weniger Tage bei Temperaturabfall (auch im Sommer?) an Salzseen Kaliforniens berichtet hingegen HOBMAIER (1932). Die wenigen Hinweise in der Literatur deuten ein ähnliches Bild an: Am Innstausee in Bayern brach Botulismus Anfang August 1982 unmittelbar nach dem Jahresmaximum der Lufttemperaturen aus, erreichte aber erst Ende August bei kühlerem Wetter den Höhepunkt (REICHHOLF, 1983). An der Potsdamer Havel war ebenfalls keine eindeutige Korrelation zwischen der Anzahl der Botulismusvergiftungen und der Lufttemperatur nachweisbar, doch folgte auch hier der Ausbruch einer Hitzeperiode (FEILER & KÖHLER, 1977; vergl. auch ROSEN & BISCHOFF, 1953).

Nach J. HAAGSMA (briefl.) traten Wasservogelsterben in den Niederlanden meist nach 7—10 Tagen mit *konstant hohen Wassertemperaturen* von mind. 20°C auf. Da in den flachen Seewinkellacken für die Temperaturentwicklung v.a. die Besonnung ausschlaggebend ist (siehe S. 318), wurde die Verteilung der „warmen Schönwettertage“ (Tageshöchsttemperaturen >20°C, Sonnenscheindauer >5 Stunden) der Jahre 1982—1985 miteinander verglichen. Dabei ergibt sich zwischen Jahren mit und ohne Botulismus vorläufig nur ein markanter Unterschied: Die Jahre mit großen Ausbrüchen (1982, 1983) sind im Zeitraum von 30. Mai bis 15. Juni durch eine Schönwetterperiode von 13 bzw. 16 Tagen gekennzeichnet, die höchstens durch 2 einzelne, kühlere Tage unterbrochen wird. 1984 und 1985, in den Jahren ohne Botulismus, dauerten derartige Wärmeperioden im gleichen Zeitabschnitt nur 4 Tage (Abb. 6). Später im Sommer sind hingegen keine klaren Unterschiede mehr erkennbar; so waren z.B. die Hitzewellen im Juli 1985 viel länger als 1982, ohne daß Botulismus aufgetreten wäre. Angaben zur Sonnenscheindauer in Botulismusgebieten wurden bisher kaum veröffentlicht; in Japan entsprach sie vor einem September-Ausbruch im Mai dem langjährigen Monatsmittel, war im Juni aber fast 40 Stunden niedriger und von Juli—September etwas höher als normal (ONO, 1982).

Zur Abhängigkeit von Botulismusausbrüchen vom Witterungsverlauf im Seewinkel ist daher vorläufig nur folgendes erkennbar: 2 oder 3 große Ausbrüche traten bei überdurchschnittlich hohen Lufttemperaturen im Juli auf (Monatsmittel über 20°C); nur am Illmitzer

Abb. 6: Auftreten von Botulismus (pro Sammler und Tag gefundene Kadaver, schwarze Säulen) am Illmitzer Zicksee und an der Langen Lacke in Abhängigkeit von Tageshöchsttemperatur (obere Kurve) und Sonnenscheindauer (untere Kurve). Senkrecht schraffiert: Schönwettertage mit Temperaturen über 20°C und einer Sonnenscheindauer von mehr als 5 Stunden. Weitere Erklärungen im Text.



Zicksee, an dem bereits im vorhergehenden Jahr ein starkes Vogelsterben festgestellt wurde, brach ein weiteres schon im Juni bei niedrigeren Temperaturen aus. Die Vergiftungen setzten zwar immer bei heißem Schönwetter ein, auf den weiteren Verlauf hatten aber auch längere kühle Perioden keine hemmende Wirkung. Jahre mit Botulismus unterscheiden sich von Jahren ohne große Ausbrüche durch eine anhaltende Schönwetterperiode von mindestens 13 Tagen in der Zeit von Ende Mai bis Mitte Juni.

4.2.2. *Untersuchung abiotischer Faktoren an den Lacken*

4.2.2.1. Wasser- und Schlammtemperaturen

Im Uferbereich einiger Lacken wurden an mehreren Tagen die Wassertemperatur sowie die Temperaturen in den obersten Schlammschichten gemessen (Tab. 3). Die Wassertemperatur einer Lacke ist von der Lufttemperatur, der Intensität und Dauer der Sonneneinstrahlung, der Windstärke und der Wassertiefe an der Meßstelle abhängig. Aufgrund der geringen Wassertiefe kommt es hingegen kaum zu vertikalen Temperaturdifferenzen. Der Großteil der Messungen erfolgte an sonnigen Tagen (wolkenlos bis bewölkt) zwischen 13.00 und 18.00 h, also nach längerer Besonnung ungefähr zur Zeit größter Tageserwärmung, wodurch zwar Unterschiede in der Intensität der Sonneneinstrahlung nicht zum Tragen kommen, der Einfluß des Windes dafür umso klarer hervortritt. Bei starkem Wind entspricht die Wassertemperatur ungefähr der Lufttemperatur. Die bei der großen Oberfläche relativ geringe Wassermenge der Lacken bewirkt einen raschen und weitgehend vollständigen Temperatureausgleich zwischen Wasser und Luft. An windstillen und sonnigen Tagen dagegen kann die Wassertemperatur bis 9°C über der Lufttemperatur liegen (03. 07. 85/15.30 h, Albersee). Die Daten lassen auch vermuten, daß bei niedrigeren Lufttemperaturen die Differenz größer und somit der Einfluß der Sonneneinstrahlung stärker ist als an warmen Tagen, doch konnte das wegen des zu geringen Datenmaterials nicht abgesichert werden. Bemerkenswert ist jedenfalls, daß schon bei Lufttemperaturen zwischen 20° und 25°C Wassertemperaturen um 30°C erreicht werden können. Zwischen der Wassertemperatur und der Schlammtemperatur in 1 cm Tiefe ließen sich in der Regel keine nennenswerten Unterschiede feststellen. In 5 cm Tiefe ist hingegen schon eine Verzögerung der Erwärmung und Abkühlung zu erkennen, wodurch die Temperaturmaxima in dieser Zone deutlich niedriger sind. Die höchste von uns gemessene Schlammtemperatur in 1 cm Tiefe betrug 36°C. Festzuhalten ist, daß in den oberen Schlammschichten der Lackenufer nicht nur in extrem heißen Sommern wie 1982 und 1983, sondern alljährlich viele Tage lang Temperaturbedingungen herrschen, die für eine Entwicklung von Clostridien günstig sind.

4.2.2.2. Redoxpotentialmessungen

Redoxpotentialmessungen wurden an Schlammproben von insgesamt 5 Lacken (Illmitzer Zicksee, Runde Lacke, mittl. Wörtenlacke, Obere Halbjochlacke und Oberstinkersee) vorgenommen, die Ergebnisse sind in Abb. 7 dargestellt. Wenn auch die Deutung von Redoxverhältnissen kompliziert und schwierig ist, so können doch allgemeine Rückschlüsse auf die Sauerstoffverhältnisse gezogen werden. Die im Wasser gemessenen relativ hohen Werte lassen auf eine recht gute Durchlüftung des Wasserkörpers schließen, was bei der geringen Wassertiefe auch zu erwarten ist. Starke Potentialgefälle im Profundalschlamm können hingegen als untere O₂-Grenze angesehen werden (vgl. SCHIEMER & FARAHAT, 1966). Bei allen Proben war schon in den obersten mm des Lackenbodens ein scharfes Potentialgefälle zu verzeichnen. Auch die von SCHIEMER & FARAHAT (1966) an 4 anderen Lacken (Stundlacke, südl. Silbersee, Albersee, Golser Lacke) gemessenen Redoxpotentiale zeigten Sauerstoffschwund wenige mm unter der Schlammoberfläche an. Dies bedeutet, daß anaerobe Bedingungen, die eine Grundvoraussetzung für die Entwicklung von Clostridium botulinum darstellen, in allen Lackenböden schon in wenigen mm Tiefe anzutreffen sind.

Tabelle 3: Ergebnisse der Wasser- und Schlammtemperaturmessungen.

Lacke	Datum/ Uhrzeit	Wind Besonnung	Luft- temp. °C	Wasser- tiefe cm	Wasser	Temperatur		Bemerkungen
						Schlamm 1 cm	Schlamm 5 cm	
Kirchsee	31.07.84/ 15 ³⁰	starker W./ heiter	30,0	3	29,2	27,8		50 m in Lacke Pfütze nasser Schlamm
				1	30,0	30,0		
				—		28,0		
Illmitzer	14.05.85/ 13 ⁰⁰	starker W./ bewölkt	28,5	10	27,6	26,5	19,9	
Zicksee				1	28,8	28,4	23,8	
Illmitzer	18.06.85/ 15 ⁰⁰	starker W./ wolkgig	14,4	7	14,5	14,3	13,9	
Zicksee				1	16,0	16,3	15,5	
Illmitzer	15.07.85/ 13 ⁰⁰	mittl. W./ wolkenlos	29,0	7	28,8	28,8	25,2	
Zicksee				3	30,6	30,6	28,5	
				3	31,0	29,5	26,5	in/unter Algenwatten
				0,5	30,2	31,4	28,5	
				2	30,9	30,5		
Illmitzer	18.06.84/ 15 ⁰⁰	leichter W./ wolkenlos	23,5	2	30,9	30,5		
Zicksee				0,5	31,6	30,9		
				2	28,1	28,9		kleine Mulden nasser Schlamm
				—		26,4		
Illmitzer	04.06.85/ 15 ⁰⁰	kaum Wind	31,0	15	30,2	27,3	23,2	
Zicksee				10	32,5	31,4	25,4	
				2	34,5	34,4	31,3	
				—		28,5		nasser Schlamm
Illmitzer	05.07.85/ 13 ³⁰	leichter W./ heiter	24,5	10	28,2	28,5	24,5	
Zicksee				2	29,2	29,5	28,3	
Albersee	03.07.85/ 15 ⁰⁰	leichter W./ heiter	20,5	5	29,2	29,5	24,5	
				1	27,5	28,5	26,4	Pfütze
Albersee	04.07.85/ 17 ³⁰	kaum W./ wolkenlos	23,0	10	29,2	29,5	25,4	
				4	29,0	29,4	28,0	
				1	25,8	26,4	27,7	
Albersee	12.07.85/ 16 ⁰⁰	windstill/ wolkenlos	26,0	3	33,8	33,8	28,0	
				1,5	32,5	32,5	28,5	stark veralgt
Illmitzer	24.07.85/ 18 ⁰⁰	windstill/ wolkenlos	27,0	2	ca. 32	ca. 32	ca. 32	
Zicksee				0,5	ca. 29	ca. 30	ca. 31	
				—		ca. 27	ca. 28	nasser Schlamm
Illmitzer	26.07.85/ 13 ⁰⁰	leichter W./ wolkenlos	28,7	2	36,0	36,0	31,5	
Zicksee				0,5	35,0	34,5	31,8	
				—		31,6	29,9	nasser Schlamm
Illmitzer	04.07.85/ 5 ³⁰ bzw. 7 ³⁰	windstill/ wolkenlos	12,0	2,5	13,2	13,6	15,0	
Zicksee			16,0	0,5—3	zwischen 16 u. 17			
Illmitzer	26.06.85/ 20 ⁰⁰	wolkgig	20,5	5	22,6	23,0	23,9	Tagesmaxim. d. Lufttemp.: 25°
Zicksee								

4.2.2.3. Wasserstandsschwankungen und Uferlinie

Bei dem geringen Gefälle der Lackenufer (wenige mm/m) bewirken geringfügige Wasserstandsänderungen (Regen oder Verdunstung) in kurzer Zeit große Verlagerungen der Uferlinie. Ebenso kann starke Windeinwirkung durch Andrücken des Wassers zum bzw. Wegdrücken vom Ufer großen Einfluß auf die „Land-Wasser-Grenze“ haben. In einer Bucht am Illmitzer Zicksee wurden über mehrere Wochen die Änderungen der Uferlinie verfolgt (Abb. 8). Die wenigen Messungen können die Verhältnisse sicherlich nur grob skizzieren, doch ist

deutlich zu erkennen, daß sich die Uferlinie bei sommerlich warmen Witterungsverhältnissen (Juli 1985) in wenigen Tagen um mehrere Meter verschieben kann. Insgesamt verschob sich die Wasserlinie in der Zeit von 3. bis 24. Juli 1985 im Mittel um 75 cm/Tag. Die größte Veränderung von einem Tag zum anderen, die den Einfluß des Windes sehr deutlich dokumentiert, konnten wir vom 25. 7. (starker, anlandiger Südwind) zum 26. 7. (windstill) feststellen: die Differenz an der Meßstelle betrug knapp 4 m. Diese Möglichkeit rascher Veränderungen bedeutet aber, daß sich die Lebensbedingungen für die Benthosorganismen in kurzer Zeit drastisch verschlechtern können.

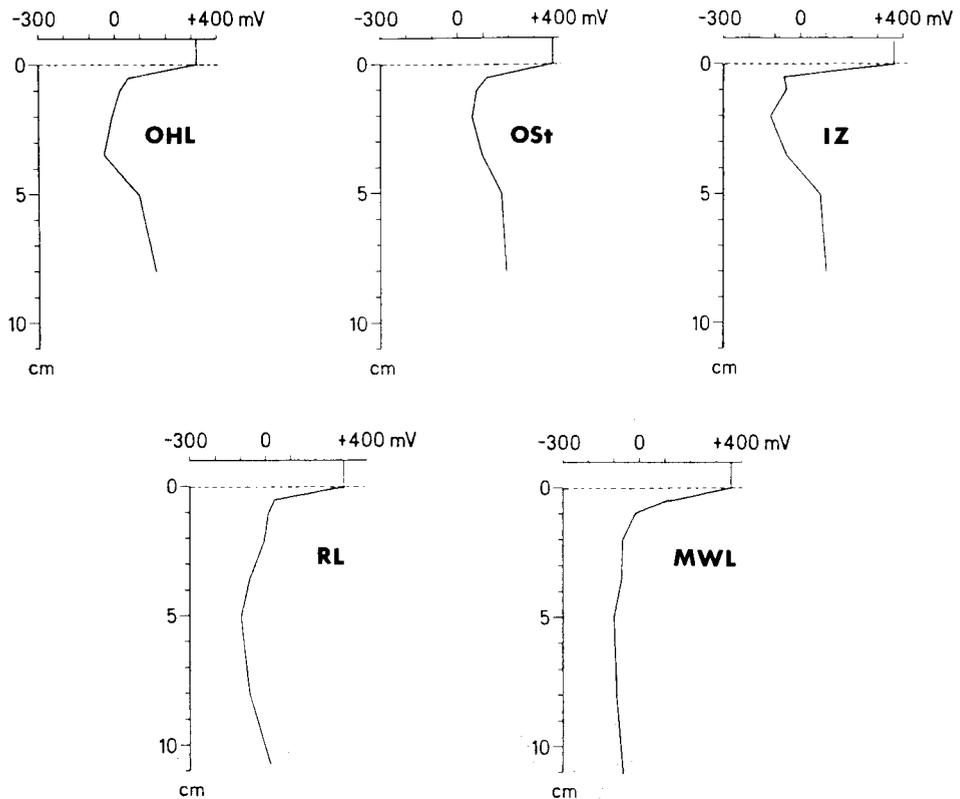


Abb. 7: Redoxpotentiale in verschiedenen Tiefen der Lackenböden in der Oberen Halbjochlacke (OHL; Mittelwert von 3 Messungen), im Oberstinker (OSt; 3 M.), Illmitzer Zicksee (IZ; 4 M.), in der Runden Lacke (RL; 2 M.) und in der Mittleren Wörtenlacke (MWL; 3 M.) im Juni/Juli 1985.

4.2.3. Benthosuntersuchungen

4.2.3.1. Die Benthosfauna einiger Lacken

Abgestorbene Invertebraten können entsprechend den Vorstellungen der „microenvironment“-Theorie eine Intoxikationsquelle für Nahrung suchende Vögel darstellen. Für Enten kommen dabei vor allem im Schlamm lebende Organismen in Frage. Da das Benthos der Seewinkellacken bisher nicht bearbeitet wurde, untersuchten wir 1984 vor allem Bodenproben der von Botulismus betroffenen Lacken, um einen Überblick über deren Benthosfauna zu gewinnen. Die Ergebnisse werden in Tab. 4 vorgestellt. Verlässliche Dichteschätzungen und die ge-

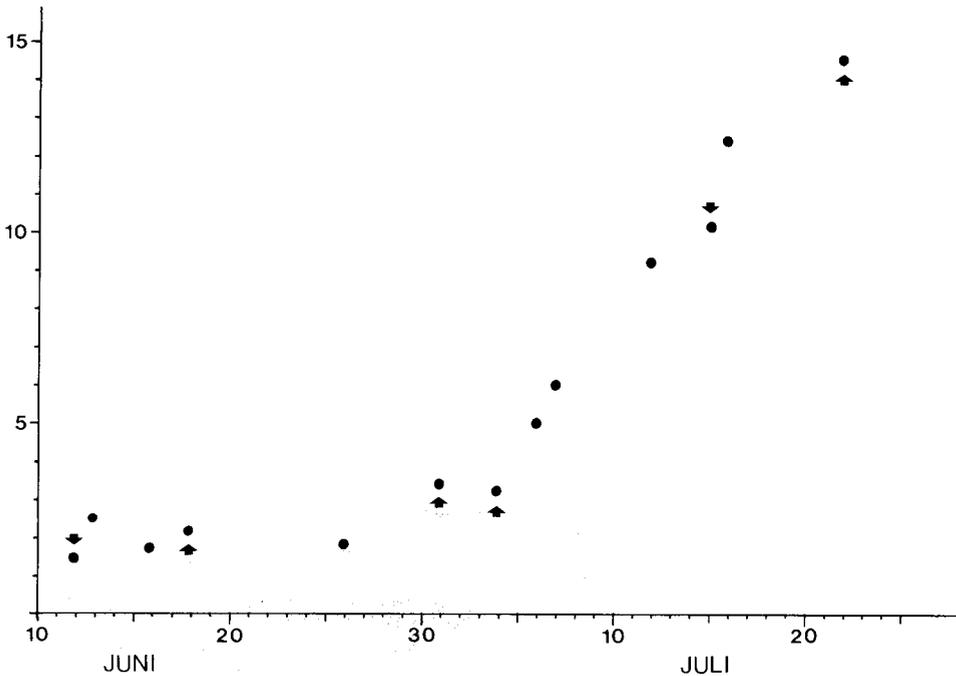


Abb. 8: Veränderung der Uferlinie an einer Meßstelle am Illmitzer Zicksee. Die Punkte geben die Lage der Land-Wasser-Grenze im Verhältnis zu 15 kleinen Markierungspfosten (Ordinate) an, die auf einer Linie normal zum Ufer in Abständen von 1,5 m in den Lackenboden gesteckt worden waren. Die Pfeile kennzeichnen Tage mit starkem Wind (>6 m/sec); hinunter: anlandiger Wind aus südlichen Richtungen; hinauf: Nordwestwind.

naue Erfassung lokaler Unterschiede innerhalb einer Lacke sowie zeitlicher Veränderungen wären nur durch viel umfangreichere Probenahmen möglich gewesen, die aber im Rahmen dieses Projektes nicht zielführend gewesen wären.

Der Nordteil der Huldenlacke, der als Vorfluter der Kläranlage von St. Andrä besonders stark eutrophiert ist, weist neben einer großen Dichte an Chironomidenlarven die mit Abstand höchste Tubificidendichte auf. Große Anzahlen an Chironomidenlarven konnten auch in Proben von der westl. Wörtenlacke, der westl. Hutweidenlacke und vom Illmitzer Zicksee festgestellt werden. Für die Lange Lacke (Sauspitz) und die mittl. Wörtenlacke ist das Vorkommen großer Chironomidenlarven der „plumosus-Gruppe“ charakteristisch. Einige im Frühjahr genommene Proben enthielten überhaupt keine Benthosorganismen. Diese Proben stammten aus Lackenbereichen, die im Sommer davor trockengefallen und im Herbst oder Frühjahr zwar wieder überflutet, aber noch nicht wiederbesiedelt worden waren.

4.2.3.2. Konzentrationen um Vogelkadaver

REICHHOLF (1983) beobachtete an Botulismusopfern große Konzentrationen von Ostracoden der Art *Heterocypris incognuens*, die sich auch in Bändern von Kadaver zu Kadaver zogen. Wir konnten nur einmal an einem windigen Tag an der dem Wind abgewandten Seite eines schon stark in Zersetzung begriffenen Hühnerkadavers eine Wolke von Daphnien feststellen. Es war aber unklar, ob sie sich hier nur im Strömungsschatten sammelten oder durch den Kadaver angelockt wurden. Unter demselben Kadaver konnten wir einige Tage später eine deutlich erhöhte Chironomidendichte feststellen (Tab. 5).

Tabelle 4: Anzahl der Benthosorganismen in Bodenproben einiger ausgewählter Lacken. Probenahme entweder mit Stahlrohr (R) oder mit kleinem Corer (C); I—V: Verschiedene Probenstellen am Südufer der Langen Lacke; +: Vorhanden, aber nicht quantitativ erfaßt; —: Nicht vorhanden; kein Symbol: Aufgrund der Maschenweite nicht erfaßt.

Datum	Lacke	Proben- anzahl	Maschen- weite d. Netzes (in μ)	Chironomiden- larven (+ Puppen)		Cerato- goniden- larven (+ Puppen)	Oliogo- chaeten	Hydrophili- denlarven
				≤ 10 mm	> 10 mm			
24.04.84	Illm. Zicksee/Pegel	3xR	1000		—			
		10xC	225	—	—	1	—	—
09.05.84	Illm. Zicksee/Halbinsel	3xC	225	—	—	—	—	—
09.05.84	Illm. Zicksee/Pegel	3xC	225	—	—	—	—	—
16.06.84	Illm. Zicksee/Südufer	5xC	500	4	—	3	—	1
18.06.84	Illm. Zicksee/Halbinsel	5xC	500	139	4	—	—	4
26.04.84	Lange Lacke/Sauspitz	3xR	1000		17			
		5xC	225	11	4	1	5	—
26.04.84	Lange Lacke/Südufer I	4xR	1000		2			
		5xC	225	8	1	2	2	—
09.05.84	Lange Lacke/Südufer II	2xR	1000		—			
		5xC	225	—	—	—	—	—
09.05.84	Lange Lacke/Südufer III	2xR	1000		—			
		5xC	500	4	—	—	—	—
09.05.84	Lange Lacke/Südufer IV	1xR	1000		—			
		3xC	225	—	—	—	1	—
21.05.84	Lange Lacke/Südufer V	3xR	500	+	—	+	—	—
		5xC	225	18	—	1	—	—
21.05.84	Lange Lacke/Sauspitz	1xR	500	+	7	+	+	—
		5xC	225	10	—	1	3	—
22.05.84	Lange Lacke/Südufer I	1xR	1000		—			
		1xR	225	45	—	5	5	—
05.06.84	Lange Lacke/Südufer III	5xC	500	8	—	—	3	—
05.06.84	Lange Lacke/Südufer V	4xC	500	4	—	5	2	—
29.06.84	Lange Lacke/Südufer I	5xC	500	1	—	1	—	—
16.07.84	Westl. Hutweidenlacke	5xC	500	106	—	3	1	1
25.06.84	Westl. Wörthenlacke	5xC	500	197	—	1	—	5
11.07.84	Westl. Wörthenlacke	5xC	500	152	—	—	—	1
25.06.84	Mittl. Wörthenlacke	5xC	500	35	15	3	3	—
06.09.84	Mittl. Wörthenlacke	5xC	500	20	5	1	1	—
07.05.84	Huldenlacke/Nordteil	3xR	1000		—			
		5xC	500	49	—	1	—	—
22.05.84	Huldenlacke/Nordteil	1xR	1000		—		(2)	
		1xR	225	49	—	16	100	—
07.06.84	Huldenlacke/Nordteil	4xC	500	103	—	—	26	+
28.06.84	Huldenlacke/Nordteil	5xC	500	124	—	—	40	—
10.07.84	Huldenlacke/Nordteil	5xC	500	115	—	—	18	—
16.07.84	Huldenlacke/Nordteil	3xC	500	28	—	—	—	—
30.07.84	Huldenlacke/Nordteil	5xC	500	94	—	—	25	—
12.08.84	Huldenlacke/Nordteil	5xC	500	67	—	—	45	—
30.07.84	Kirchsee	5xC	500	8	—	4	—	4

Tabelle 5: Anzahl an Chironomidenlarven (>10 mm) unter bzw. in der Umgebung eines ausgelegten Hühnerkadavers. Probefläche jeweils 32x37 cm; die Proben wurden mit einem 1 mm Netz in der Lacke geschlämmt.

	Entfernung vom Kadaver				
	darunter	daneben	1 m	5 m	10 m
Anzahl der Chironomidenlarven	195	19	23	7	70

Alle anderen am Ufer ausgelegten Kadaver lagen nach kurzer Zeit auf dem Trockenen, sodaß keine diesbezüglichen Beobachtungen gemacht werden konnten. Bei zukünftigen Botulismusausbrüchen wäre es daher interessant, derartige Konzentrationseffekte genauer zu untersuchen, da Plankton- und Benthosorganismen über die Zersetzungsprodukte mit dem Toxin in Berührung kommen und auf diese Weise für andere Vögel gefährlich werden könnten.

4.2.3.3. Trockenfallende Uferzonen

Benthosorganismen sind auch im Uferbereich in großer Dichte anzutreffen, 2 Beispiele dafür sind in Tab. 6 zu finden. In den sich stark aufheizenden und rasch trockenfallenden flachen Uferzonen erscheinen im Schlamm lebende Invertebraten besonders gefährdet. In großer Zahl abgestorbene Invertebraten könnten bei heißer Witterung einen idealen Nährboden für *Clostridium botulinum* und somit einen Ausgangspunkt für einen Botulismusausbruch darstellen. Daher konzentrierten wir uns 1985 bei den Benthosuntersuchungen auf diesen kritischen Lackenbereich.

Tabelle 6: Dichte von Schlammorganismen im Uferbereich des Illmitzer Zicksees. Summe der Individuen aus jeweils 3 Proben/Probenstelle (kleiner Corer, Maschenweite des Netzes: 225 μ).

Datum:	Wassertiefe (cm)	Chironomidenlarven (+ Puppen)		Ceratopogonidenlarven (+ Puppen)	Hydrophilidenlarven	Nematomorpho	Tipulidenlarven
		≤ 10 mm	> 10 mm				
16.06.85	10—11	18	2	40	3	40	—
	2—3	—	—	70	—	20	—
15.07.85	6—7	45	—	—	1	—	—
	2—3	119	—	90	1	5	—
	0,5	33	—	10	—	5	1

Während einer Hitzeperiode wurden in der Zeit von 16. bis 26. Juli an insgesamt 6 Nachmittagen Bodenproben aus der trockenfallenden Uferzone (feuchter bis nasser bzw. mit einem dünnen Wasserfilm gerade noch bedeckter Schlamm) des Illmitzer Zicksees genommen. Um den Arbeitsaufwand gering zu halten, wurde auf eine Quantifizierung weitgehend verzichtet. Die Proben wurden einfach mit einem kleinen Löffel entnommen, im Labor sofort mit einem 225 μ Netz geschlämmt und unter dem Binokular ausgesucht. Selbst im feuchten Schlamm konnten noch lebende Chironomidenlarven in großer Anzahl gefunden werden. Ceratopogonidenlarven dürften aufgrund ihrer höheren Mobilität dem zurückweichenden Wasser leichter

folgen können, sie waren in den noch überfluteten Bereichen weitaus häufiger als im nassen Schlamm. Massensterben von Benthosorganismen liegen nicht vor: Unter Hunderten von lebenden Chironomiden- und Ceratopogonidenlarven fanden wir nur 3 tote Chironomidenlarven und eine Ceratopogonidenlarvenleiche. Da tote Chironomidenlarven äußerst zerbrechlich sind, wurden versuchsweise auch ungeschlämmte Proben untersucht, in denen aber ebenfalls keine Leichen nachgewiesen werden konnten. Kopfkapseln von Chironomidenlarven bzw. Kopfkapseln mit Hautresten waren dafür recht zahlreich, es dürfte sich dabei aber nicht um abgestorbene, sondern um Reste geschlüpfter Individuen handeln. Diese beachtliche Überlebensfähigkeit bei hohen Temperaturen bestätigen auch die Ergebnisse zweier Versuche, bei denen Chironomidenlarven mit etwas Schlamm in einem kleinen Becherglas im Wasserbad einer konstanten Temperatur von 30°C ausgesetzt wurden. In einem Fall lebten nach 3 Tagen noch 7 bis 10 Larven, im anderen Fall nach 24 Stunden noch 20 von insgesamt 23. In der Lacke sind die Tiere wegen der nächtlichen Abkühlung aber nie durchgehend so hohen Temperaturen ausgesetzt.

Benthosorganismen dürften also einerseits dem zurückweichenden Wasser folgen, andererseits aber auch im trockenfallenden Schlamm zum Großteil solange überleben, bis der betreffende Uferbereich wegen der geringen Feuchtigkeit für Nahrung suchende Vögel keine Bedeutung mehr hat. Für Planktonorganismen stellt das Zurückweichen des Wassers im Allgemeinen kein Problem dar. Eine Ausnahme bilden nur kleine Pfützen, die an manchen Stellen recht zahlreich zurückbleiben und in denen sich z.B. Corixidenlarven in großer Anzahl konzentrieren können. Die hier zurückbleibenden Invertebraten dürften allein schon wegen der auf die ganze Uferfläche bezogen geringen Biomasse kaum von Bedeutung sein.

4.2.3.4. Zersetzungsgeschwindigkeit von Invertebratenkadavern

Da sich gemäß der „microenvironment-Theorie“ Clostridien in kleinen, abgestorbenen Evertebraten entwickeln sollen, erschien es interessant, die Haltbarkeit von Evertebratenleichen bei hohen Temperaturen zu überprüfen. Dazu wurden Chironomidenlarven vom Illmitzer Zicksee durch kurzes Einfrieren abgetötet, in ein kleines Becherglas mit etwas Lackenschlamm gelegt und in ein Wasserbad konstanter Temperatur (zumeist 30°C) gestellt. Die Ergebnisse können Tab. 7 entnommen werden. Der Zersetzungsprozeß der toten Chironomiden-

Tabelle 7: Haltbarkeit im Schlamm bzw. im Wasser liegender Chironomidenlarvenkadaver bei unterschiedlichen Temperaturen.

Probe	Schlamm Wasser	Temperatur	Datum	„Einlage“	gut erhalten	auf- geplatzt	zersetzt
I	S	32°C	17.06. 19.06.	7 Stk. (10mm)			7
II	W	32°C	19.06. 21.06. 24.06. 27.06.	11 Stk. (5-7mm)	11 6 1	3 6	2 4
III	S	20°C	02.07. 03.07. 05.07. 07.07.	9 Stk. (7-8mm)	9	9	9
IV	S	30°C	16.07. 17.07.	8 Stk. (5-7mm)	2	2	4
V	S	30°C	16.07. 17.07.	15 Stk. (5-7mm)	7	4	4
				n. Schlämmen:	4	3	8

larven wurde in 3 Stadien untergliedert. „Gut erhalten“ bezeichnet Kadaver, die zwar innen schon Auflösungserscheinungen zeigen, deren Körperhülle aber noch vollkommen intakt ist und somit als Abgrenzung eines für die Bakterienentwicklung günstigen Milieus („microenvironment“) dienen könnte. In der nächsten Rubrik werden Kadaver angeführt, die am Körperende oder im Thoraxbereich aufgeplatzt sind und aus denen schon ein Teil des Körperinhaltes ausgetreten ist. Von den „zersetzten“ Leichen waren nur Kopfkapseln und Hautreste zu finden.

Wenn auch schwer abzuschätzen ist, wie weit die im Labor nachvollzogenen Bedingungen den Verhältnissen in der Lacke entsprechen, so zeigen die Ergebnisse doch deutlich, daß sich tote Chironomidenlarven in warmem Schlamm sehr rasch zersetzen (im Wasser schwimmend dagegen etwas langsamer, vgl. Probe II). Da BELL et al. (1955) in frisch getöteten, mit Clostridien infizierten Fliegenlarven (*Phormia regina*) schon nach 24 Stunden große Toxinmengen feststellen konnten, wäre es durchaus möglich, daß auch in toten Chironomidenlarven noch Toxinmengen produziert werden, die für Vögel eine Gefahr darstellen können. Andererseits dürfte aber dann der rasche Zerfall und die große Zerbrechlichkeit noch intakter, innen weitgehend aufgelöster Kadaver die Gefährdung dieser stark herabsetzen. Leider fanden wir fast keine Invertebratenleichen im Schlamm der Lackenufer (vgl. S. 323), sodaß es nicht möglich war, diese auf das Vorhandensein von Toxinen zu prüfen.

4.2.4. Zur Nahrungsökologie stark betroffener Wasservogelarten im Seewinkel

4.2.4.1. Nahrungserwerb und Nahrung

Bei den 3 großen Ausbrüchen 1982—1983 waren unter den Botulismusopfern folgende Arten am häufigsten vertreten: Stockente (33,6%), Bläßhuhn (16,4%), Krickente (16,2%), Lachmöwe (10,0%) und Löffelente (6,5%). Alle anderen erreichten höchstens 2,4%.

Das *Bläßhuhn* ernährt sich an den Seewinkellacken wie in anderen Gebieten ausschließlich im Bereich der Wohngewässer, wobei im Sommer Unterwasserpflanzen in der Regel die wichtigste Rolle spielen (z.B. COLLINGE, 1936; HURTER, 1972, KRAUSS, 1979). Flüge oder weitere Wanderungen zwischen Rast- und Nahrungsgebieten konnten bisher nicht beobachtet werden, jedoch liegen für das Neusiedler See-Gebiet noch keine nahrungsökologischen Untersuchungen vor. Stockente, Krickente und Lachmöwe zeigen hingegen ausgeprägte Nahrungsflüge und können auch im Seewinkel einen Großteil ihrer Nahrung aus Gebieten außerhalb der Lacken beziehen, was bei den Untersuchungen von Zusammenhängen zwischen Nahrungsökologie und Gefährdung durch Botulismus sehr wichtig ist. Für diese 3 Arten sowie für die Löffelente wurden daher in den Jahren 1983—1986 Daten zur Nahrungsökologie gesammelt, die im Folgenden vorgestellt werden sollen.

Stockente

Im Nordteil der Huldenlacke/St. Andrä, wo Botulismus kurzfristig Ende Juli/Anfang August 1983 auftrat, nahm bis Mitte Juni 1984 zu allen Tagesstunden, in denen kontrolliert wurde, ein Teil der Stockenten Nahrung auf. Die Gesamtbestände waren dabei untertags deutlich größer als in den Morgen- und Abendstunden (Abb. 9, oben).

Alle aktiven Stockenten suchten schwimmend Nahrung, wobei vom 4.—15. Juni bei 383 Beobachtungen 8,6% nur den Schnabel, 23,8% den Kopf und 67,6% auch den Hals in das Wasser eintauchten; bei der Nahrungsaufnahme mit Eintauchen des Halses konnte in 5 min-Abschnitten im Mittel ebenfalls 67,6 mal Auftauchen gezählt werden ($s = 11,0$; $n = 7$). Etwa 60% der Lackenfläche waren mit *Potamogeton pectinatus* bewachsen und ab der 2. Juniwoche zunehmend mit *Cladophora* sp. veralgt. Die Wassertiefe betrug am 7. Juni (1 Meßstelle abseits des Ufers) 13 cm. Bei einem Anteil des Nahrungserwerbes mit Eintauchen des Halses

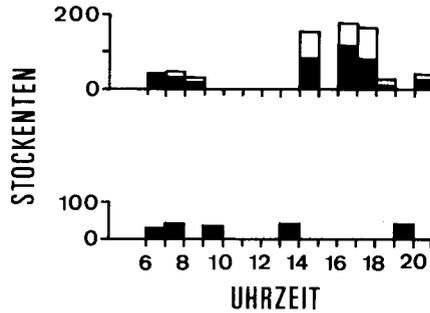


Abb. 9: Bestände Nahrung suchender (schwarz) und ruhender (weiß) Stockenten zu verschiedenen Tageszeiten im Nordteil der Huldenlacke von 4.—13. 6. 1984 (oben) und an der Langen Lacke von 28. 8.—11. 9. 1984 (unten). Der Rastbestand wurde an der Langen Lacke nicht regelmäßig erfaßt (ca. 4000 Exemplare).

von 68% könnte daher ein Großteil der Nahrung im Gewässerboden aufgenommen worden sein.

Die Aktivitätsmuster an den einzelnen Lacken des Botulismusebietes Lange Lacke — Wörtenlacken ergaben ein sehr uneinheitliches Bild. Auf der Langen Lacke ruhten Ende August/Anfang September 1984 in den Mittagsstunden etwa 4000 Stockenten, während der Anteil Nahrung suchender Exemplare den ganzen Tag über sehr gering blieb (Abb. 9, unten). Der gesamte Schilfgürtel der Lacke sowie die Bodenflächen mit weichem, schlammigem Grund (vor allem die geschützten Buchten und Rohrlacken entlang der Westhälfte des Südufers, in denen bei der Hauptwindrichtung aus Nordwest ein Großteil der Schwebstoffe abgelagert wird) waren zu dieser Zeit ausgetrocknet (Abb. 4). Außerhalb dieser Bereiche ist der Boden dieser großen und relativ tiefen Lacke in den schilffreien Uferzonen (vor allem am windexponierten Nord- und Westufer) größtenteils hart und schottrig und daher zur Nahrungssuche für Enten kaum geeignet.

Einige Daten von der Mittleren Wörtenlacke aus demselben Zeitabschnitt zeigen hingegen, daß hier die Anzahl aktiver Enten sehr stark variierte (Tab. 8).

Tabelle 8: Daten zur Nahrungssuchaktivität von Stockenten an der Mittleren Wörtenlacke 1984.

Datum	Uhrzeit	aktive Ex.	ruhende Ex.
28. 8.	9.45	0	400
2. 9.	13.00	30	?
5. 9.	15.00	1400	800
27. 8.	20.15	400	50

Beobachtungen zum Verhalten beim Nahrungserwerb erklären diese auffälligen Unterschiede: Neben verschiedenen wirbellosen Schlammtieren (s. unten) wurde 1984 auch das regelmäßig eingebrachte Fischfutter (Getreide, Mais, Erdäpfel, Brot) genutzt. So schwammen z.B. am 27. August mindestens 400 Stockenten inaktiv auf der Lacke, von denen plötzlich 4 an einer bestimmten Stelle zu gründeln begannen. Nach wenigen Minuten flogen bzw. schwammen von allen Seiten weitere hinzu und begannen hier ebenfalls zu fressen. Nach einer

1/2 Stunde gründelten dicht gedrängt etwa 200 Exemplare. An derselben Stelle suchte auch am 9. Sept. ein Teil von insgesamt 1400 aktiven Stockenten nach Nahrung. Über häufiges Nahrungstauchen an Fischfutterstellen vergl. SCHWEDE & RUTSCHKE (1978, 1980). Erst ab Ende August konnten bei fallendem Wasserstand auch an den Wörtenlacken immer größere Trupps beobachtet werden, die untertags zerstreut in den seichten Uferzonen, vor allem entlang der Schilfränder Nahrung aufnahmen (an der Mittleren Wörtenlacke z.B. bei Kontrollen zwischen 2. und 6. Sept. jeweils 30—100 Exemplare; fast gesamter Schilfgürtel der Lacke ausgetrocknet, große Teile des schlammigen Grundes nur wenige cm hoch überflutet). Die Mägen zweier zu dieser Zeit an der Westlichen Wörtenlacke bei der Nahrungsaufnahme erlegter Stockenten enthielten Ruderwanzen, Zuckmücken- und Gnitzenlarven in großer Anzahl (Tab. 9).

Tabelle 9: Mageninhalte (Stückzahlen) zweier am 12. Sept. 1984 an der Westlichen Wörtenlacke bei der Nahrungsaufnahme erlegter Stockenten.

	Ruderwanzen (Corixiden)	Gnitzenlarven (Bezzia sp.)	Zuckmückenlarven (Chironomiden)		Erdäpfel
			ca. 7 mm	12—16 mm	
1 ♂	—	26	16	3	—
1 ♀	ca. 70	—	28	9	+

Die für die Stockente typischen, vor allem nächtlichen Nahrungsflüge von ausgesprochenen Ruhegewässern in bestimmte Nahrungsgebiete (z.B. SCHOENNAGEL, 1963; WILLI, 1970) sind auch im Seewinkel ausgeprägt. Dabei werden im Sommer einerseits Stoppeläcker aufgesucht, andererseits bestimmte Lacken, in denen die Jägerschaft mit Gerste anfüttert (z.B. Haidlacke, Huldenlacke/Nordteil, Rochuslacke). Den wichtigsten Ruheplatz bildet ab der letzten Julidekade die Lange Lacke. Von hier starteten die Stockenten von Mitte Juli bis Mitte September 1984 etwa ab 19.30 h entweder nach Südosten (17. Juli mindestens 200 Exemplare) oder Norden bis Osten (z.B. 27. August über 100 Exemplare nach N-NE, 11. Sept. mindestens 800 Exemplare nach E). Der Rückflug erfolgt meist in den Vormittagsstunden (z.B. 30. Juli, 10.00 h über 1000 Exemplare aus NE), mitunter aber (bei Störungen?) auch schon abends, bald nach dem Abflug (z.B. 12. August bis 20.30 h 1000—1500 Exemplare aus N).

Die Mittlere Wörtenlacke war 1984 ein wichtiges Nahrungsgebiet und wurde zumindest im August abends wahrscheinlich von der südlich gelegenen Langen Lacke angefliegen (z.B. 27. August mindestens 530 Exemplare aus S landen). Im August 1985 suchten Stockenten vermutlich ebenfalls von der Langen Lacke aus in der Abenddämmerung die Rochuslacke/St. Andrä auf, wo die Jäger regelmäßig unter Wasser mit Gerste fütterten (21. August mehrere 100 Exemplare landen, sammeln sich an 2 Stellen auf der Lacke und beginnen dort zu fressen). Die Huldenlacke nahm 1984 eine Mittelstellung ein: Obwohl ständig ein hoher Anteil der anwesenden Stockenten aktiv war, läßt der Bestandsanstieg untertags auf Rastplatzfunktion schließen.

Die Lange Lacke hatte im Sommer 1984 als Nahrungsgebiet für Stockenten wahrscheinlich nur eine geringe Bedeutung: Bei 2 Nachtkontrollen (20.00—21.30 h) am 11. und 17. Juli konnten keine Nahrung suchenden Enten festgestellt werden. 1983 hingegen, im Jahr des großen Botulismusausbruches an der Langen Lacke, flog am 13. Sept. bei wesentlich höherem Wasserstand als 1984 (Abb. 2) zwar ebenfalls ein Teil der Stockenten nach Norden und Nordwesten ab, mehrere 100 schwammen aber nach Einbruch der Dunkelheit langsam von den

Rastplätzen am Nordufer in die verschilften, damals überschwemmten Westteile des Südufers (Abb. 10). In der Karte ist außerdem die Verteilung der Botulismusopfer bei der Stockente im September des Jahres dargestellt. Die Punkte zeigen dabei nicht die genaue Lage der einzelnen Funde, sondern nur deren Dichte: Bei den Sammelaktionen wurden die Funde nach Uferabschnitten getrennt protokolliert; in der Abb. sind für jeden Abschnitt die dazugehörigen Funde auf die betreffende Uferlinie gleichmäßig verteilt. Konzentrationen vergifteter Stockenten traten vor allem in den Schilfstreifen im Westteil des Südufers auf, die von den Enten am 13. Sept. abends aufgesucht wurden, sowie im Schilfbestand in der Nordwestecke der Lacke und (weniger ausgeprägt) an den Tagesrastplätzen am Nordufer. Für 1985 (Wasserstand noch geringer als 1984; Abb. 2) liegt nur eine Beobachtung vom 7. August vor: Bei sehr starkem NW-Wind fliegt ein Teil der Stockenten zwischen 20.15 h und 20.45 h von der Langen Lacke nach Norden ab, mindestens 300 beginnen aber ähnlich wie im „Hochwasserjahr“ 1983 im Südwestteil der Lacke nach Nahrung zu suchen.

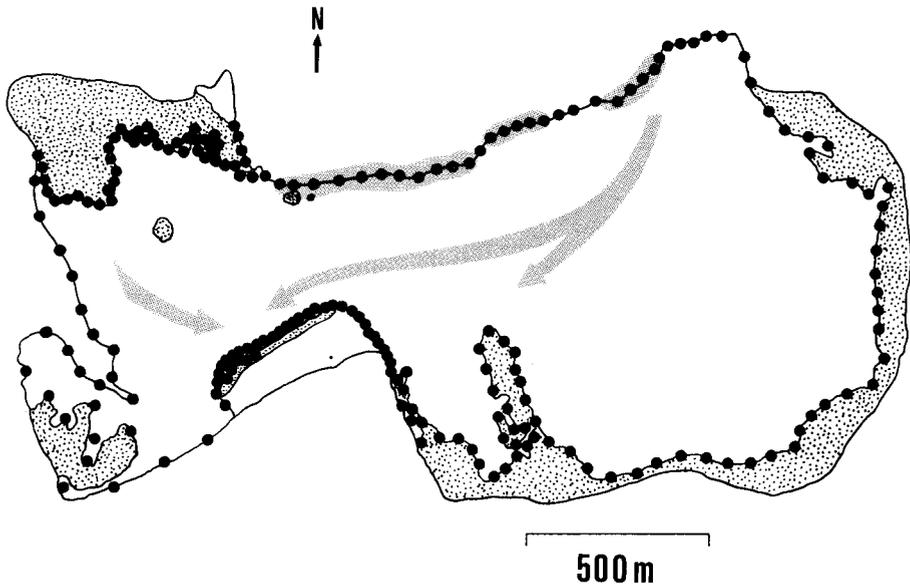


Abb. 10: Verteilung der Tagesrastplätze (grau) und Botulismusopfer bei der Stockente an der Langen Lacke im September 1983. Punktiert: Schilfgürtel, Pfeile: Am 13. Sept. abends zum Südufer schwimmende Enten

Krickente

Auch für die Krickente sind weitreichende Nahrungsflüge zwischen Ruhe- und bestimmten Nahrungsgebieten in den Durchzugs- und Überwinterungsräumen beschrieben (vor allem TAMISIER, 1974, 1978/79), andererseits können Rast- und Nahrungsbiotope auch an einem Gewässer liegen (WILLI, 1970; REICHHOLF, 1974). Im Seewinkel hält sich bei geeigneten Wasserstandsverhältnissen der Großteil des Durchzugsbestandes im September am Illmitzer Zicksee auf (Maxima bis über 8000 Exemplare; Abb. 1). Von hier erfolgen zumindest in manchen Jahren abendliche Nahrungsflüge in westlich gelegene Gebiete (z.B. 30. Sept. 1981 mindestens 2500 Exemplare) An der Lacke selbst ergaben 2 Aktivitätserfassungen an wenigen cm tiefen Restlacken des fast ausgetrockneten Lackenbodens am 8. und 17. Sept. 1986 zwischen 7.00 h und 8.00 h nur geringe Anteile aktiver Krickenten (von etwa 1000 Exemplaren 14,3% bzw. 20,7% bei der Nahrungssuche im seichten Wasser). Da sich die Herbstnahrung der

Krickente hauptsächlich aus Chironomidenlarven und/oder Samen verschiedener Sumpf- und Wasserpflanzen (z.B. *Potamogeton* sp.) zusammensetzt (ISAKOW, 1952; OLNEY, 1963; TAMISIER, 1971; REICHHOLF, 1974), kommen als Nahrungsgebiete des Bestandes vom Illmitzer Zicksee in erster Linie Schlammبانke und verkrautete Rohrlacken im westlich gelegenen Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Frage.

Löffelente

Nahrungsflüge sind wahrscheinlich weniger ausgeprägt als bei Stock- und Krickente und in der uns bekannten Literatur nicht eingehend beschrieben. Häufiger als die anderen einheimischen Schwimmtenten nimmt die Löffelente Nahrung aus der obersten Wasserschicht auf; so hatten in einer amerikanischen Studie nur 15—20% der untersuchten Löffelenten aus dem Gewässerboden gefressen (McATEE, 1922). Trotzdem kann die Nahrungsaufnahme mit untergetauchtem Kopf oder Hals oft überwiegen (SZIJJ, 1965, BAUER & GLUTZ, 1968; THOMAS, 1982). Ihr Anteil erreichte auch im Nordteil der Huldenlacke (4.—15. Juni 1984) bei insgesamt 62 Beobachtungen 53,2% (bei der Stockente 91,4%), wobei Auftauchen in 5 min-Abschnitten durchschnittlich 69,3 mal vorkam ($n=3$). Da das seichte Wasser stark mit *Potamogeton pectinatus* durchwuchert war, könnten dabei auch Unterwasserpflanzen „beweidet“ worden sein (vergl. SZIJJ, 1965).

Lachmöwe

Bei dem Lachmöwensterben durch Botulismus in der Brutkolonie am Illmitzer Zicksee 1982 und 1983 waren unter den Botulismusopfern ($n=230$) Jungvögel (fast oder ganz ausgewachsen) bis zum Verlassen des Brutplatzes Ende Juli/Anfang August mit 77,8% viel stärker vertreten als Altvögel (22,2%). Noch ausgeprägter war dieser Unterschied an einem ungarischen Salzsee (über 90% Jungmöwen; Z. SZENEK, pers. Mitt.). Nach der Brutzeit (ab 10. August) sank ihr Anteil auf 41,5% der Totfunde (Gebiet Lange Lacke, $n=41$).

Der ausgedehnte Aktionsradius und die vielseitige Ernährungsweise machen es besonders bei Altvögeln schwer, die nahrungsökologische Bedeutung von Organismen aus den Botulismusküwassern während der Brutzeit abzuschätzen. Mageninhalte noch nicht flügger, von den Eltern gefütterter Jungvögel vom Illmitzer Zicksee lassen einen großen Anteil terrestrischer Nahrung erkennen (s. unten). Andererseits zeigen Magenuntersuchungen an Karpfenteichen anderer Gebiete, daß Adulte in der kritischen Zeit Juni/Juli vor allem in den seichten Restlacken abgelassener Teiche auch sehr große Mengen an Wasserinsekten aufnehmen können. Sehr ähnliche Biotopsituationen finden sich auch im Seewinkel beim langsamen Austrocknen von Lacken (siehe S. 310). In den Teichgebieten spielten dabei Ruderwanzen (Corixiden) mit Abstand die wichtigste Rolle (Vorkommen in bis zu 39% der untersuchten Mägen, oft in Stückzahlen von 10—15 Exemplaren), während Zuckmückenlarven (Chironomiden) fast nur im März/April (Mai) gefressen wurden (CREUTZ, 1963; SCHLEGEL, 1977; EWALD, 1979).

Die jungen Lachmöwen beginnen nach ROTHSCCHILD (1962) schon ab dem 9. Lebens-tag selbständig zu fressen und picken flügge oder fast flügge an den Seewinkellacken im seichten Wasser oder auf nassen Schlammflächen watend Nahrung auf (Pickrate auf Schlamm bei 3 Exemplaren 33, 35 und 40/3 min). Nach wiederholten Kontrollen in einer etwa 100 m langen, seichten Bucht des Illmitzer Zicksees kann dabei zumindest in den frühen Morgenstunden ein großer Teil der Jungvögel beteiligt sein (Abb. 11).

3 weitere Aktivitätsaufnahmen untermittags ergaben hingegen nur geringe Anteile von höchstens 10% (Tab. 10). Adulte Lachmöwen konnten bei allen Kontrollen im Juni/Juli an der Lacke mit wenigen Ausnahmen nur rastend beobachtet werden (z.B. 18. Juni 1985, 11.00 h von 64 ad. 4 bei der Nahrungssuche im seichten Wasser).

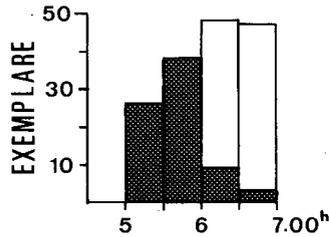


Abb. 11: Morgendliche Aktivität juv. Lachmöwen bei der Nahrungssuche in einer Bucht des Illmitz Zicksees am 13. Juni (5.00—6.00 h, 2 Kontrollen) und Anfang Juli 1985 (6.00—7.00 h, 3 Kontrollen). Schwarz: Aktiv; weiß: Inaktiv.

Tabelle 10: Nahrungssuchaktivität juveniler Lachmöwen am Illmitz Zicksee.

Datum	Uhrzeit	Anzahl kontroll. Juv.	davon aktiv	%
14. 6. 84	13.00 h	282	27	9,6
18. 6. 85	11.00 h	206	4	1,9
12. 7. 84	10.00 h	172	18	10,5

Um zu prüfen, wieweit Jungvögel, die noch von ihren Eltern versorgt werden, zusätzlich aus der Lacke kleine Wassertiere aufnehmen, wurden 1984 Schlund- und Mageninhalte aus der Kolonie des Illmitz Zicksees analysiert. Dabei kam folgendes Material zur Untersuchung:

- 18. Juni: Magenspülungen an 7 fast flüggen, lebenden Exemplaren
- 24. Juni: 9 fast flügge, frischtot mit Verletzungen gefundene Exemplare
- 11. Juni: 6 große bis fast flügge, tot gefundene Exemplare
- 12. Juli: 3 flügge, auf der Lacke geschossene Exemplare

5 der insgesamt 25 Mägen waren vollkommen leer. Von den Nahrungsbestandteilen, die aus Biotopen außerhalb der Lacken stammten, waren am häufigsten (% der gefüllten Mägen) Kirsche (45%), Fischreste (25%) und Mäuse (15%) vertreten. 9 (45%) der vollen Mägen enthielten aber auch Wasserinsekten, die in den Lacken aufgenommen werden können: 6 mal Schwimm- (Dytisciden) oder Wasserkäfer (Hydrophiliden), 4 mal Ruderwanzen (Corixiden), 3 mal Zuckmückenimagines (Chironomiden) und nur 1 mal Zuckmückenlarven.

Auch bei juvenilen Lachmöwen aus einem Fischteichgebiet in der Oberlausitz waren in 4% der Magenproben neben der Hauptnahrung (Regenwürmer, Käfer, Fische, Feldmäuse) Ruderwanzen, aber nur ganz vereinzelt Zuckmückenlarven nachweisbar (CREUTZ, 1963). Zur Sommernahrung der Altvögel liegen aus dem Seewinkel noch keine Befunde vor.

4.2.4.2. Zur Bedeutung fleischfressender Fliegenlarven als Überträger von Botulinustoxinen

Seit Beginn dieses Jahrhunderts ist bekannt, daß die Maden verschiedener Aasfliegen (in Europa vor allem *Lucilia caesar*, *L. illustris*, *Calliphora erythrocephala* und *Sarcophaga carnaria*) in faulenden Kadavern von Botulismusopfern Botulinustoxine in großen Mengen aufnehmen, anreichern und über die Nahrung auf Vögel übertragen können (z.B. BISHOPP, 1923; HOBMAIER, 1932; BELL, SCIPLE & HUBERT, 1955; LEE, VADLAMUDI & HANSON, 1962; HUNTER, 1970; HAAGSMA, 1973; SCHAEKEN, 1984). Die für Stockenten letale, orale Dosis von ca. 100.000 LD₅₀ kann dabei schon in einer einzigen Made gespeichert

sein (bei der Krickente nur 10.000—50.000 LD₅₀) und auch 5 Tage nach ihrer Entnahme aus den giftliefernden Kadavern waren in den meisten Larven noch Toxine nachweisbar (J. HAAGSMA, briefl.). In toten Fasanen erreichte die Toxinproduktion 2—3 Tage nach Ablage der Fliegeneier ihren Höhepunkt. Pro Kadaver entwickelten sich bis über 5000 Maden (LEE, et al., 1962). Die Bedeutung dieser toxischen Fliegenlarven für den Verlauf von Botulismusausbrüchen ist jedoch noch immer unklar. Während nach C. S. SPERRY (in BELL et al., 1955) Nahrung suchende Enten im Freiland Vogelkadaver in jedem Verwesungsstadium sorgfältig meiden und daher Maden aus den Kadavern nicht aufgenommen werden, sammelten zumindest Stockenten in Gefangenschaft regelmäßig Fliegenlarven von toten Enten ab (HUNTER, 1970). Auch die Mägen im Freiland an Botulismus gestorbener Krickenten enthielten mehrmals Fliegenmaden (J. HAAGSMA, pers. Mitt.) und zumindest gelegentlich können Lachmöwen größere Mengen fressen (einmal 140 Larven in einem Magen; EWALD, 1979). BELL et al. (1955) vermuten schließlich, daß vor allem die reifen Maden bei ihrer Wanderung vom Kadaver zu ihrem Verpuppungsort eine anziehende Nahrung für Enten bilden könnten.

Um die Rolle fleischfressender Fliegenlarven bei der Übertragung des Toxins an den Seewinkellacken besser abschätzen zu können, sammelten wir 1985 Daten zur Larvenentwicklung von *Lucilia caesar*, der im Seewinkel weitaus häufigsten Aasfliege, sowie zur nahrungsökologischen Bedeutung ihrer Maden für Wasservögel. Dazu legten wir im Juni und August insgesamt 7 Hühner und 1 Lachmöwe frischtot aus, von denen 5 mit weitmaschigen Gitterkörben abgedeckt wurden, sodaß sie für Vögel unerreichbar waren. Von den Hühnerkadavern lagen 2 ca. 15 m von der Ufervegetation entfernt in einer röhrichtfreien, geschützten Bucht des Illmitzer Zicksees, wobei ein Teil des Körpers aus dem Wasser ragte, 2 weitere sowie die Lachmöwe am Spülsaum des freien Ufers und je 1 Huhn im überfluteten Schilf, 1 m vom Bestandsrand entfernt, sowie auf der Wiese neben einem verschilften Damm und in einer Wanne bei der Biologischen Station Illmitz. Die Wanne war mit Lackenschlamm und Wasser so gefüllt, daß das Huhn teilweise im seichten Wasser und teilweise auf feuchtem Boden lag. Im Juni fraßen 1 Woche nach dem Auslegen sowohl innen in den Kadavern als auch gut sichtbar in äußeren Hautöffnungen massenhaft bereits ausgewachsene Maden. Sobald die nicht überfluteten Teile bis auf Haut und Knochen aufgezehrt sind, wandern die Larven aller Größenklassen (wenige mm bis über 1 cm) ab. Auf den Wasserleichen krochen die Maden zunächst hektisch auf der Oberfläche umher, gerieten dann ins Wasser und konnten hier bei starkem Wind bis 5 m weit verdriftet auf der Oberfläche treibend oder auf Algenwatten kriechend gefunden werden. Von den Leichen am Ufer und in der Wanne verteilten sie sich ohne erkennbare Vorzugsrichtung sowohl land- als auch wasserwärts und vergruben sich zur Verpuppung in feuchtem Boden um die Kadaverreste, notfalls aber auch im nassen Schlamm. In einem Wasserbehälter ohne Möglichkeiten an Land zu steigen wanden sich 15 Maden eine Zeit lang schwimmend hin und her, wurden dann inaktiv und hingen reglos mit dem Kopf nach oben an der Oberfläche. Nach 1 Tag waren alle ertrunken, trieben aber noch bis zu 5 Tage lang auf dem Wasser, ehe sie untergingen (etwa 50% waren schon nach 3 Tagen abgesunken). In Gefäßen mit Erde vergruben sich 10 wandernde Maden sofort nach dem Einsetzen und verpuppten sich ab dem 4. Tag danach. Die Entwicklungsdauer bis zum Beginn dieser Wanderung scheint von der Jahreszeit beeinflusst zu werden (Abb. 12): Während im Juni zwischen dem Auslegen der Kadaver und der Abwanderung mehr als 2 Wochen vergingen, verließen die Larven Ende August schon nach wenigen Tagen ihr Nährsubstrat.

Einen deutlichen Hinweis auf die Nutzung der Maden durch Vögel lieferten die auffallenden Unterschiede zwischen den (mit Gitterkörben) abgedeckten und unbedeckten Kadavern; bei ersteren war die Körperdecke an vielen Stellen weit offen und die Maden frei sichtbar, während unbedeckte Kadaver lange Zeit äußerlich intakt blieben und die Maden nur im geschützten Inneren zu finden waren; einzelne sichtbare Maden zogen sich auf Berührung oder Erschütterung gleich zurück.

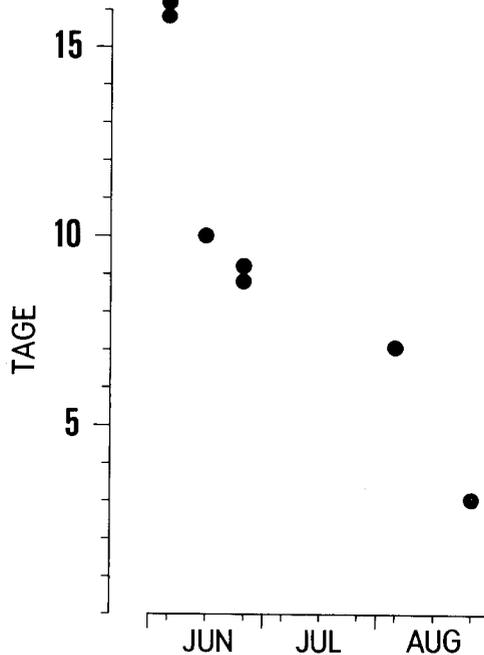


Abb. 12: Dauer der Larvenentwicklung von der Eiablage bis zum Abwandern der Maden vom Kadaver bei der Aasfliege *Lucilia caesar* im Seewinkel 1985.

Längere Beobachtungen der Vögel in der näheren Umgebung der kurz vor Beobachtungsbeginn freigelegten Kadaver wurden an 4 Tagen morgens insgesamt 5 Stunden lang durchgeführt. In der 100 m langen Bucht hielten sich regelmäßig ca. 40—50 juv. Lachmöwen auf, die um diese Tageszeit größtenteils aktiv waren, und bis zu 30 durchwegs inaktive Altvögel (vgl. S. 325). Dazu kamen öfters einige Kiebitze, Kampfläufer und Rotschenkel, seltener auch Stockenten, Krickenten, Säbelschnäbler und Uferschnepfen. In Tab. 11 wurden die von Lachmöwe, Kiebitz und Rotschenkel in bezug auf die Kadaver gezeigten Verhaltensweisen zusammengestellt; alle anderen Arten kamen während der Beobachtungen gar nicht in deren Nähe. Einzig und allein juv. Lachmöwen reagierten auf die Kadaver und konnten 5 mal bei der Aufnahme von Fliegenmaden beobachtet werden, wobei sie sehr vorsichtig zupickten und danach jedesmal den Schnabel heftig schüttelten. Die Anzahl der geschluckten Maden betrug dabei je einmal 18, 15, 14, 11 und 1. Sogar die versteckten Maden in den unbedeckten Kadavern blieben nicht unbehelligt, so holte z.B. eine juv. Lachmöwe 15 Maden unter dem Flügel des auf der Seite liegenden Kadavers hervor. Ebenso konnte B. KOHLER (pers. Mitt.) am 11. 7. 84 an einer anderen Stelle des Illmitzer Zicksees eine juv. Lachmöwe beobachten, die an einer toten, reichlich mit Maden bevölkerten Lachmöwe herumpickte und kleine Partikel (wahrscheinlich Maden) schluckte. Hatte eine junge Möwe einmal den Wert dieser Nahrungsquelle entdeckt, so verteidigte sie den Kadaver zumeist gegenüber anderen Artgenossen für einige Zeit. Kiebitze ignorierten die Kadaver und auch das Exemplar, das in unmittelbarer Nähe einmal etwas aufpickte, lief gleich wieder weiter.

Sobald die Maden abwandern, scheinen sie auch für andere Arten anziehender zu werden. So konnten im Schlamm um die Gitterkörbe bzw. um die Kadaver zu dieser Zeit neben Möwenspuren auch solche von Limikolen festgestellt werden. Außerdem konnten wir zwei Mal bei unserer Ankunft eine juv. Lachmöwe beobachten, die am Gitterrand des zugedeckten Kadavers abwandernde Maden aufpickte.

Tabelle 11: Verhaltensweisen mit Bezug auf die ausgelegten Hühnerkadaver (Anzahl der Beobachtungen).

	Kiebitz	Rotschenkel	Lachmöwe (juv.)
Vorbeilaufen am Kadaver im Abstand von 1 m	3	1	10
Aufpicken unbestimmter Objekte in unmittelbarer Nähe des Kadavers	1		1
Fixieren des Kadavers			5
Herumpicken am Kadaver ohne Aufnahme von Maden			3
Herauspicken von Maden aus Kadaver			5

5. Bakteriologischer Teil

5.1. Methoden zur Problemlösung

Alle angestellten Versuchsreihen sind in Tab. 1 dargestellt.

Tabelle 1:

- Versuchsreihe A: Nachweis von *Clostridium botulinum* Typ C bzw. dessen Toxin aus Wasser- und Schlammproben, Vogelkadavern, Kropf- und Mageninhalten, Fliegenmaden, Chironomidenlarven, Ceratopogonidenlarven, Plankton, Käfern und Serumproben.
- Versuchsreihe B: Überprüfung der pH-Stabilität des *Clostridium botulinum* Typ C Toxins.
- Versuchsreihe C: Verbleib des *Clostridium botulinum* Typ C Toxins in Fliegenmaden und deren Puppen.
- Versuchsreihe D: Erregernachweis (*Clostridium botulinum* spp.) aus dem Darm von Lachmöwen und Stockenten.
- Versuchsreihe E: Nachweis von *Clostridium botulinum* Typ C Stämmen aus Fliegenmaden, -puppen und Fliegen.
- Versuchsreihe F: Kontamination von Schlammproben mit Keimen/Sporen von *Clostridium botulinum* Typ C bei wahlweiser Zugabe von Algen, Lackenwasser mit Detritus, sowie von Leberboillon nach Tarozzi (LBT) zur Anregung der Toxinproduktion.
- Versuchsreihe G: Reisolation von *Clostridium botulinum* Typ C Stämmen aus den kontaminierten Schlammproben der Versuchsreihe F.
- Versuchsreihe H: Simulationsversuche in gewärmten Aquarien (Bedeutung des Grünalgenabbaues für die Toxinbildung).
- Versuchsreihe I: Übertragung von *Clostridium botulinum* Typ C Stämmen/Sporen von einem infizierten Kadaver auf einen nicht infizierten Kadaver durch Fliegen.

Alle im Laufe der Untersuchungen durchgeführten Verdünnungen erfolgten in Schritten von 1:10.

Sämtliche Tierversuche wurden an männlichen, 17—21 g schweren weißen Mäusen durchgeführt. Die Bestimmung des Typ C Toxins erfolgte mittels eines Neutralisationstestes, bei welchem 0,5 ml toxische sterile Lösung mit 0,2 ml Antitoxin C (hergestellt von Dr. HAAGSMA in den Niederlanden) während 30 Minuten bei 37°C inkubiert wurden. Ein Überleben der Mäuse nach Applikation dieser Lösung bzw. das Verenden von Tieren, welche die nicht neutralisierte Toxinlösung injiziert erhielten, war beweisend für die Anwesenheit von *Clostridium botulinum* Typ C Toxin.

5.1.1. Versuchsreihe A: Nachweis von Clostridium Botulinum Typ C bzw. dessen Toxins aus Wasser- und Schlammproben aus den Gebieten mit massenhaftem Vogelsterben.

Insgesamt wurden 7 Wasserproben untersucht.

Tabelle 2: Wasserproben

1. mittlere Rochuslacke
2. Illmitz Zicksee Halbinsel
3. Illmitz Zicksee Halbinsel
4. Illmitz Zicksee Halbinsel
5. aus Sedimentationsteich (Zuckerfabrik Hohenau)
6. aus Sedimentationsteich (Zuckerfabrik Hohenau)
7. aus einer kleinen Lacke (30x50 cm) mit einem Kadaver (Stockente) (Zuckerfabrik Hohenau)

Die Proben 1—4 wurden in den Monaten Mai—Juni 1985, die Proben 5—7 im August 1985 verarbeitet.

2 Versuchsreihen wurden angelegt

1. Von den Wasserproben wurden 80 ml entnommen und 30 min/8.000 U zentrifugiert, der gewonnene Überstand steril filtriert (SCHLEICHER & SCHÜLL Ref. Nr. 311651). Für den Toxinnachweis wurden 0,5 ml des Sterilfiltrates weißen Mäusen i.p. appliziert.

2. Zwecks einer Säurefällung wurde der Rest mittels 1 N HCl auf einen pH-Wert von 3,2 eingestellt. Nach einer Einwirkungszeit von ca. 4 Std. bei 5°C und einer Zentrifugation (30 min/8.000 U) wurde das entstandene Sediment mit 2 ml physiol. NaCl-Lösung aufgeschwemmt und steril filtriert. Für den Toxinnachweis wurden 0,5 ml des Filtrates weißen Mäusen i.p. injiziert.

Verarbeitung der Schlammproben:

Aus folgenden Schlammproben wurde ein Toxinnachweis versucht:

- Tabelle 3:**
1. mittlere Wörtenlacke
 - 2.—4. Illmitz Zicksee (Halbinsel) (entnommen aus einer Tiefe von 3—4 cm)
 5. Illmitz Zicksee (Halbinsel) (entnommen aus einer Tiefe von 1 cm)
 6. Illmitz Zicksee (Halbinsel) (entnommen aus einer Tiefe von 5—6 cm)
 7. mittlere Wörtenlacke
 8. runde Lacke
 9. westliche Wörtenlacke
 10. Oberer Stinkersee
 - 11.—17. Sedimentationsbecken
 - 18.—20. außerhalb des Sedimentationsbeckens — zur Kontrolle (kein Vogelsterben)
 - 21.—24. Proben aus dem Bereich Rochuslacke (Strohplatz, verfaulte Maisproben, Entenfressplatz, Schlamm aus Rochuslacke)

Tabelle 4: Alle Proben ohne Angabe eines Datums wurden im Zeitraum Juni bis September 1985 verarbeitet.

von Kadavern abgenommene Fliegenmaden:

- 2 Stockenten Hohenau
- Lachmöwe Illmitz
- Stockente Hohenau
- 6 Möwen Illmitz (Juni 1984)*
- 1 Kampfläufer (Juni 1984)*

Kropf-, Mageninhalte:

- 8 Stockenten (Rochuslacke) (August 1985)*
- 4 moribunde Stockenten (Hohenau)
- 6 Lachmöwen (Juni 1984)*
- 1 Kampfläufer (Juni 1984)*

Organextrakte:

- 2 Stockenten (Hohenau)

Serumproben:

- 4 moribunde Stockenten (Hohenau)

Chironomidenlarven:

- 2x Illmitz
- 1x Zicksee
- Wörtenlacke West — Tiefwasser (Juni 1984)*
- Seichtwasser (Juni 1984)*
- Hohenau*

Plankton:

- Wörtenlacke*, Rochuslacke*, Zicksee* (Juni 1984)*

Käfer:

- Wörtenlacke (Juni 1984)*
- Bezzia (Zicksee), Sialis (Hohenau)

Kadaver:

- 1 Vogel Schlickfläche, Freiflecklacke, Rotschenkel
- Kampfläufer (Lange Lacke) (Juni 1984)*
- 2 Kadaver (Stockenten, Hohenau)
- Ceratopogonidenlarven

* = verarbeitet in der Bundesanstalt für Tierseuchenbekämpfung Mödling (Dr. KIESLING)

Die Proben 1—10 wurden in den Monaten Mai—Juni 1985, die Proben 11—24 in den Monaten August—September 1985 verarbeitet.

3 Versuchsreihen wurden durchgeführt:

1. Für den direkten Toxinnachweis wurde von jeder Schlammprobe ein steriler Extrakt hergestellt und 0,5 ml davon weißen Mäusen i.p. appliziert.
2. Ca. 200 g jeder Schlammprobe wurden in flache Petrischalen oder Erlmayerkolben gegeben und 5 Tage lang bei 30°C unter anaeroben Bedingungen bebrütet.
3. Ca. 20—50 g jeder Schlammprobe wurde mit LBT im Verhältnis 1:10 vermengt und ebenfalls unter anaeroben Bedingungen bei 30°C für 5 Tage bebrütet.

Danach wurde von den mit LBT angereicherten bzw. den nichtangereicherten Proben ein steriler Extrakt hergestellt und 0,5 ml davon für den Toxinnachweis weißen Mäusen i.p. injiziert.

Parallel dazu wurde zu den Proben 5—10 statt LBT Algenmaterial, zu den Proben 7—10 Rinderflüssigmist (FMR) beigemischt. Die Bebrütung erfolgte ebenfalls wie oben beschrieben.

Von den Proben 1—10 wurden 0,5 g Schlamm (unbehandelt) bis 10^{-7} verdünnt. Von jeder Verdünnungsstufe wurden zur Isolierung von *Clostridium botulinum* Typ C 0,1 ml auf Blutagarplatten ausgespatelt. Die Platten wurden sodann 5 Tage bei 37°C unter anaeroben Bedingungen bebrütet und auf das Vorhandensein von *Clostridium botulinum*-spp.-Stämmen untersucht. Von isolierten Stämmen wurden zur Überprüfung einer Toxinbildung Flüssigkulturen in LBT angelegt, die unter anaeroben Bedingungen 5 Tage lang bei 30°C bebrütet wurden. Für den Toxinnachweis wurde wiederum ein Sterilfiltrat hergestellt und dieses wie beschrieben im Tierversuch getestet.

Tab. 4 gibt Auskunft über diverse Proben, von welchen Sterilextrakte zwecks Toxinnachweis dem Tierversuch zugeführt wurden.

5.1.2. Versuchsreihe B: Überprüfen der pH-Stabilität des Toxins:

Das Toxin wurde von Referenzstämmen (CM 27/2 und KIII/4) nach fünftägiger anaerober Anreicherung in (LBT) bei 30°C gebildet. Zum Zeitpunkt des Versuches hatte das Toxin eine letale Wirkung auf weiße Mäuse bis zu einer Verdünnung von 10^{-4} .

Durchgeführt wurden 2 Versuchsreihen:

- a) mit Lackenwasser pH 9,2
- b) mit Phosphatpuffer (0,1 M)

ad a) Das Lackenwasser wurde in Portionen zu je 50 ml geteilt und auf folgende pH-Werte eingestellt: 12,0 — 11,5 — 11,0 — 10,5 — 10,0 — — — — 3,0.

Anschließend wurden von jeder pH-Stufe 4,5 ml entnommen und zu jeder Stufe 0,5 ml *Clostridium botulinum* Toxin Typ C zugesetzt. Danach wurde der pH mit 10N NaOH/HCl wieder auf den ursprünglichen pH-Wert korrigiert. Das Toxin-Wassergemisch wurde sodann 24 Std. bei 20°C stehengelassen und anschließend von jeder Stufe je 0,5 ml 2 Mäusen i.p. verabreicht.

ad b) Mit dem Phosphatpuffer wurden folgende pH-Werte eingestellt: 11,0 — 10,0 — 9,5 — 9,0 — 8,0 — 7,0 — 6,0 — 5,0 — 4,0 — 3,0. Zu jeder pH-Stufe wurden zu 4,5 ml Puffer 0,5 ml Toxin zugefügt, sodann der pH-Wert wieder auf den vorerst eingestellten Wert korrigiert und anschließend das Toxin-Puffer-Gemisch jeder pH-Stufe bis 10^{-5} verdünnt. Von jeder pH- und Verdünnungsstufe wurden sodann wiederum je 0,5 ml je 2 Mäusen i.p. injiziert. Von den pH-Stufen 3,0, 4,0 und 5,0 wurden je 2 Tieren Leerproben verabreicht. Bei diesen Versuchsanordnungen wurden die Mäuse mit je 5.000 I.E. Pen/Strep geschützt.

5.1.3. Versuchsreihe C: Verbleib des *Clostridium botulinum* Typ C Toxins in Fliegenmaden und deren Puppen.

Bei dieser Versuchsanordnung wurde gekaufte Hühnerleber mit *Clostridium botulinum* Toxin Typ C versetzt. Zum Zeitpunkt des Versuches hatte das Toxin eine letale Wirkung bis zur Verdünnung 10^{-6} .

1 Aus technischen Gründen erfolgt die Darstellung von Exponentialzahlen in dieser Form

3 Versuchsreihen wurden durchgeführt:

- a) die mit einem Turmix (Typ 050) feinsthomogenisierte Leber wurde in einem Verhältnis 100:1 mit Toxin vermenget.
- b) In dieser Versuchsreihe wurde die wie oben homogenisierte Leber im Verhältnis 1000:1 mit Toxin vermenget.

Beide Gemenge wurden in offenen Petrischalen (Durchmesser 30 cm) den Fliegen zur Eiablage angeboten.

Nach 24 Std. war eine ausreichende Anzahl von Fliegeneiern auf den mit Toxin kontaminierten Leberhomogenisaten abgelegt, aus denen innerhalb von weiteren 24 Std. die Maden schlüpften. Diese verblieben weitere 24 Std. auf dem Homogenisat, welches ihnen als Nahrungsquelle diente, wurden sodann abgerntet und dreimal mit Leitungswasser gewaschen. Anschließend wurden sie homogenisiert und im Verhältnis 1:100 mit Phosphat-Puffer vermenget. Das wäßrige Homogenisat wurde sodann zentrifugiert (8.000 U/20 min) und der Überstand bei 4°C gelagert. 1 ml des Überstandes wurde steril filtriert und Verdünnungen bis 10⁻⁶ angelegt.

Durch die eben beschriebene Manipulation hatten die Extrakte der Maden im Vergleich zum originären Toxin einen Verdünnungsfaktor von 10⁻⁴ (Versuchsreihe a) bzw. 10⁻⁵ (Versuchsreihe b).

1 g Toxin + 100 g Leber = Toxinverdünnung 10⁻²

1 g Maden von 10⁻² + 100 g Puffer = 10⁻⁴—6 Verd.-Stufen = 10⁻⁹

0,1 g Toxin + 100 g Leber = 10⁻³

1 g Maden von 10⁻³ + 100 g Puffer = 10⁻⁵—6 Verd.-Stufen = 10⁻¹⁰

Von jeder Verdünnungsstufe und Versuchsreihe wurden je 0,5 ml 2 weißen Mäusen appliziert.

Versuchsreihe a: 10⁻⁴—10⁻⁹

Versuchsreihe b: 10⁻⁵—10⁻¹⁰

originäres Toxin: 10⁻¹—10⁻⁶

- c) Bei dieser Versuchsanordnung verpuppten sich die Maden. 5 Tage nach der Verpuppung wurde 1 g Puppenmaterial im Verhältnis 1:10 mit physiologischer NaCl-Lösung versetzt und homogenisiert. 0,5 ml des Sterilextraktes wurden sodann weißen Mäusen i.p. appliziert.

5.1.4. Versuchsreihe D: Erregernachweis (*Clostridium botulinum* spp.) aus dem Darm von Lachmöwen und Stockenten

Folgende Proben kamen zur Untersuchung:

Tabelle 5:

1. Lachmöwe, Jungtier, tot — Illmitzer Zicksee, 23. 6. 86
2. Lachmöwe, Jungtier, tot — Illmitzer Zicksee, 23. 6. 86
3. Lachmöwe, Jungtier, tot — Illmitzer Zicksee, 23. 6. 86
4. Lachmöwe, Jungtier, tot — Illmitzer Zicksee, 23. 6. 86
5. Lachmöwe, sterbend gefunden — Illmitz Zicksee, 26. 5. 86
6. Lachmöwe, Jungtier, tot — Illmitzer Zicksee, 23. 6. 86
7. Lachmöwe, Jungtier, getötet — Illmitzer Zicksee, 23. 6. 86
8. Ente, erlegt — Lange Lacke, 10. 10. 86
9. Ente, erlegt — Lange Lacke, 10. 10. 86
10. Ente, erlegt — Lange Lacke, 10. 10. 86
11. Ente, angeschossen — Huldnlacke, 12. 10. 86
12. Ente — Lange Lacke, 10. 10. 86
13. Ente — Lange Lacke, 10. 10. 86

Alle Proben wurden homogenisiert (Turmix Typ 050), die Homogenisate bis 10^{-8} verdünnt und wie beschrieben auf Blutagarplatten ausgestrichen und bebrütet. Verdächtige Kulturen wurden subkultiviert und zur Prüfung auf Toxinproduktion in LBT inkubiert.

In einer weiteren Versuchsanordnung wurden die angefertigten Darmhomogenisate ebenfalls im Verhältnis 1:10 mit LBT angereichert und zum Nachweis einer Toxinproduktion wie üblich bebrütet.

Von diesen Proben wurden dann sterile Extrakte hergestellt und zum Nachweis einer eventuellen Toxinproduktion weißen Mäusen i.p. appliziert. Parallel dazu wurden diese Proben bis 10^{-8} verdünnt und 0,1 ml jeder Verdünnungsstufe auf Blutagarplatten ausgestrichen. Nach entsprechender Bebrütungsdauer wurden wieder verdächtige Kolonien isoliert und zur Überprüfung auf Toxinproduktion auf LBT überimpft.

5.1.5. Versuchsreihe E: Nachweis von Clostridium botulinum Typ C Stämmen aus Fliegenmaden, -puppen und Fliegen

100 g Hühnerleber wurden homogenisiert und mit 10 ml gewaschenen Clostridium botulinum-Keimen/Sporen eines Referenzstammes CM 27/2 (Keimzahl 10^{-7} — 10^{-8}) gleichmäßig kontaminiert. Zur Reisolation der Erreger aus der kontaminierten Leber wurde eine Öse voll Material auf Blutagarplatten ausgestrichen und unter den bereits beschriebenen Bedingungen bebrütet. Anschließend wurden auf die Leber Fliegenmaden aufgebracht, wobei die Leber als alleinige Nahrungsquelle der Maden diente. Nach 48 Std. wurde 1 g Maden von der Leber abgenommen und nach dreimaliger Wäsche mit physiologischer NaCl-Lösung homogenisiert.

Vom Homogenisat wurde eine Verdünnungsreihe bis 10^{-8} angefertigt und von jeder Verdünnungsstufe 0,1 ml auf Blutagarplatten ausgespatelt.

Die restlichen Maden verpuppten sich innerhalb von 7—10 Tagen. Die Puppen wurden in gleicher Weise, wie bei den Maden beschrieben, untersucht. Ebenso wurde mit den aus den verbliebenen Puppen geschlüpften Fliegen verfahren.

Parallel dazu wurde eine Gruppe von Maden auf nicht kontaminierter Leber angezchtet und zur Kontrolle wie beschrieben verarbeitet.

5.1.6. Versuchsreihe F: Kontamination von Schlammproben mit Keimen/Sporen von Clostridium botulinum Typ C bei wahlweiser Zugabe von Algen, Lackenwasser mit Detritus sowie mit Leberbouillon nach Tarozzi (LBT) zur Anregung der Toxinproduktion

Es wurden Keime bzw. Sporen von Clostridium botulinum Typ C und teilweise zusätzlich Algenmaterial, Detritus mit Lackenwasser sowie LBT zur Anregung einer Toxinproduktion zugesetzt.

Für diesen Versuch wurde zunächst unter den eingesandten Schlammproben eine gesucht, die nicht mit Clostridium botulinum Typ C kontaminiert war. Dafür wurden die Proben mit LBT versetzt und nach fünftägiger anaerober Bebrütung bei 37°C auf das Vorhandensein von Toxin überprüft.

400 g einer toxinfreien Probe wurden mit dreimal in NaCl gewaschenen Clostridium botulinum-Stämmen/Sporen versetzt und in 8 Teile geteilt (Endkeimzahl ca. 10^{-6}). Je 2 Teile erhielten für anaerobe (1) bzw. aerobe (2) Bebrütung — 5 Tage bei 30°C — die nachstehend angeführten Zusätze:

- a1/2) Leberbouillon nach Tarozzi (LBT)
- b1/2) Lackenwasser mit Detritus
- c1/2) Algen und Detritus
- d1/2) kein Zusatz

Nach Ablauf dieser Frist wurden von jeder Probe sterile Filtrate angefertigt und diese zum Nachweis einer etwaigen Toxinproduktion dem Tierversuch zugeführt.

5.1.7. Versuchsreihe G: Reisolation von Clostridium botulinum Typ C Stämmen aus den kontaminierten Schlammproben aus Versuchsreihe F

Von jeder der acht Schlammproben wurden Verdünnungsreihen bis 10⁻⁸ angelegt und von jeder Verdünnungsstufe 0,1 ml auf Blutagarplatten ausgespatelt und wie beschrieben bebrütet. Verdächtige Kolonien wurden auf LBT überimpft und der Nachweis einer eventuellen Toxinproduktion nach dem beschriebenen Verfahren durchgeführt.

5.1.8. Versuchsreihe H: Simulationsversuche in gewärmten Aquarien Bedeutung des Grünalgenabbaues für die Toxinbildung)

Zur Verfügung standen zwei Becken mit einer Größe von 30x20x15 cm.

Die Proben wurden von Dr. A. GRÜLL u. M. genommen und für die weiteren Untersuchungen an das Institut für Bakteriologie und Tierhygiene der Veterinärmedizinischen Universität Wien gebracht. Beide Becken wurden mittels eines Thermostaten bzw. mit fließendem Leitungswasser auf einem Temperaturniveau von 30°C±2°C gehalten. Zur Bestätigung der Microenvironment-Theorie wurden zu Versuchsbeginn lebende Chironomidenlarven in die Becken gegeben, die alle 5 Tage auf das Vorhandensein von Clostridium botulinum Typ C überprüft werden sollten. Aus jedem Becken wurden ebenfalls in Abständen von 5 Tagen in folgenden Schichten die Proben entnommen:

- a) Schicht direkt unter den Algen
- b) eine tieferliegende Schlammschicht wurde angestochen

Von beiden Proben wurde jeweils ein wäßriger Extrakt angefertigt (5 ml), dieser steril filtriert und 0,5 ml des Sterilfiltrates je zwei weißen Mäusen i.p. appliziert.

Zur Toxinbildung wurden die Proben 1:10 mit LBT vermenget und in bereits vorher beschriebener Weise weiter behandelt.

Die Versuchsdauer betrug 15 Tage,

Probe 1 wurde am 5. Tag,

Probe 2 wurde am 10. Tag und

Probe 3 wurde am 15. Tag gezogen.

5.1.9. Versuchsreihe I: Übertragung von Clostridium botulinum Typ C Stämmen/Sporen von von einem infizierten Kadaver auf einen nicht infizierten Kadaver durch Fliegen

Bei dieser Versuchsanordnung wurde in einem Fliegenkäfig ein mit Clostridium botulinum Typ C Stämmen/Sporen infizierter Kadaver (Eintagskücken) sowie in einem Abstand von ca. 10 cm ein nicht kontaminierter Kadaver den Fliegen als Nahrungsquelle bzw. zur Eiablage angeboten. Nach 7 Tagen konnten von beiden Kadavern inzwischen geschlüpfte Fliegenmaden abgeerntet werden. 1 g Maden eines jeden Kadavers wurden mit ca. 10 ml physiol. NaCl-Lösung homogenisiert und das Sterilfiltrat im Tierversuch auf Toxizität geprüft. Zusätzlich wurde jeder Kadaver, sowie Tupferproben von Käfigwandabstrichen, Käfigbodenabstrichen und als Flüssigkeitsquelle für die Fliegen ausgelegte feuchte Papiertücher in LBT angereichert, um eine Toxinproduktion zu ermöglichen.

5.2. Bisher erfaßte Grundlagen

5.2.1. Versuchsreihe A:

In den Wasserproben ließ sich mit einer Ausnahme weder direkt noch nach Säurefällung Clostridium botulinum Typ C Toxin nachweisen. Der pH-Wert der Proben lag durchwegs deutlich über 8,0.

Nur bei Wasserprobe 7 (kleine Lacke 30x50 cm mit Stockentenkadaver) konnte direkt aus dem steril filtrierten Wasser eine für weiße Mäuse letale Toxindosis nachgewiesen werden.

Aus keiner der 24 Schlammproben gelang sowohl direkt als auch nach 5-tägiger anaerober Bebrütung bei 30°C der Nachweis einer für die Versuchstiere letalen Dosis von Clostridium botulinum Typ C Toxin. Erst nach Zusatz von LBT fand in 18 Proben die Toxinproduktion statt. Diese 18 Proben entstammten alle Gebieten, in welchen massives Vogelsterben aufgetreten war. Von den 9 negativen Proben waren 3 aus einem wasserlosen Gebiet (ca. 50 m vom Sedimentationsbecken der Zuckerfabrik Hohenau entfernt). Zwei Proben stammten von verfaultem Mais und den dort anzutreffenden Fliegenmaden (Rochuslacke).

Die Ergebnisse sind in Tab. 6 zusammengefaßt.

Tabelle 6: Nachweis von Clostridium botulinum Typ C Toxin aus Schlammproben

	direkt	steriler Extrakt nach Zugabe von		
		LBT	FMR	Algen
1./7. mittlere Wörtenlacke	—/—	—/+	0/—	0/—
2.—4. Illmitzer Zicksee (Halbinsel)	—	+	0	0
3—4 cm	—	+	0	0
5. 1—2 cm	—	+	0	—
6. 5—6 cm	—	+	0	—
8. Runde Lacke	—	+	—	—
9. westliche Wörtenlacke	—	—	—	—
10. Oberer Stinkersee	—	+	—	—
11.—17. Sedimentationsbecken (Hohenau)	—	+	0	0
18.—20. außerhalb des Sedimentationsbeckens	—	—	0	0
21. Strohplatz Rochuslacke	—	+	0	0
22. verfaulte Maisprobe + Maden	—	—	0	0
23. Entenspuren	—	+	0	0
24. Schlamm aus Rochuslacke	—	+	0	0
+ Toxinnachweis im Tierversuch positiv				
0 Toxinnachweis nicht durchgeführt				
— Toxin im Tierversuch nicht nachweisbar				
LBT Leberbouillon nach Tarozzi				
FMR Flüssigmist von Rind				

Tab. 7 gibt Auskunft über den Toxinnachweis aus dem Serum, Madenextrakten bzw. Extrakten von Innenorganen toter Enten, Chironomidenlarven und Ceratopogonidenlarven

Tabelle 7:

von Kadavern abgenommene Fliegenmaden:	Toxinnachweis
2 Stockenten Hohenau	+
Lachmöwe Illmitz	—
Stockente Hohenau	+
6 Möwen Illmitz*	+
Kampfläufer*	+
Kropf-, Mageninhalte:	
8 Stockenten (Rochuslacke)*	+
4 moribunde Stockenten (Hohenau)	—
6 Lachmöwen*	—
1 Kampfläufer*	—

Organextrakte: 2 Stockenten (Hohenau)	+
Serumproben: 4 moribunde Stockenten (Hohenau)	—
Chironomidenlarven:	
2x Illmitz	—
1x Zicksee	—
Wörtenlacke West — Tiefwasser*	+
— Seichtwasser*	—
Hohenau	—
Plankton*: Wörtenlacke, Rochuslacke, Zicksee	—
Käfer: Wörtenlacke*	—
Bezzia (Zicksee), Sialis (Hohenau)*	—
Kadaver: 1 Vogel Schlickfläche, Freiflecklacke,	
Rotschenkel*	—
Kampfläufer (Lange Lacke)*	—
2 Kadaver (Stockenten, Hohenau)	+
1x Ceratopogonidenlarven	—

* Ergebnisse erbracht durch Dr. KIESLING, BA für Tierseuchenbekämpfung, Mödling

5.2.2. Versuchsreihe B:

In der Versuchsreihe a) zeigte sich, daß Toxin seine Wirkung ab einem pH-Wert von 10,5 und darüber völlig verliert, während bei tieferen pH-Stufen bis zu pH 3,0 ein Wirkungsverlust nicht feststellbar war und die Versuchstiere unter typischen Symptomen verendeten.

Die Ergebnisse der Versuchsreihe b) sind in Tab. 8 zusammengefaßt. Wie aus dieser Tabelle hervorgeht, verliert das Toxin ab einem pH-Wert von 8,0 an Wirkung, ab dem pH von 10,0 ging die Wirkung des Toxins völlig verloren. Bei den pH-Werten unter 9,0 trat kein Wirkungsverlust des Toxins auf.

Tabelle 8: pH-Stabilität von Clostridium botulinum Typ C Toxin bei verschiedenen pH-Werten in verschiedenen Verdünnungen

pH	10 ⁻¹	10 ⁻²	10 ⁻³	10 ⁻⁴	10 ⁻⁵
3,0	++	++	++	+S	vv
4,0	++	++	++	+S	vv
5,0	++	++	++	vv	vv
6,0	++	++	++	vv	vv
7,0	++	++	++	vv	vv
8,0	++	++	++	vv	vv
9,0	++	++	+S	vv	vv
9,5	++	++	vv	vv	vv
10,0	vv	vv	vv	vv	vv
10,5	vv	vv	vv	vv	vv
11,0	vv	vv	vv	vv	vv
Tox + Puffer	++	++	++	+S	vv

++ beide Tiere gestorben

vv beide Tiere überlebten

+v ein Tier gestorben, eines überlebte

S Tiere zeigten mittel- bis hochgradig Toxinsymptome

5.2.3. Versuchsreihe C

Wie erwähnt, hatte das originäre Toxin zum Zeitpunkt des Versuches bis zur Verdünnung 10-6 eine letale Wirkung auf die Versuchstiere. Die in der Versuchsreihe a bzw. b stehenden Versuchstiere starben alle bis zu den angegebenen Verdünnungen (10-9 bzw. 10-10) unter den typischen Symptomen. Dies bedeutet, daß das Toxin in den Maden in diesen Versuchsreihen um mindestens 3 bzw. 4 Zehnerpotenzen angereichert wurde.

In der Versuchsreihe C konnte 5 Tage nach der Verpuppung der Maden das Toxin in den sterilen Extrakten der Puppenhomogenisate nicht mehr nachgewiesen werden. Auch bei der Wiederholung dieses Versuches konnte aus steril filtrierten Puppenhomogenisaten das Toxin nicht nachgewiesen werden.

5.2.4. Versuchsreihe D:

Von den aus Darmschleimhäuten bzw. aus den Verdünnungen von Darmhomogenisaten isolierten Clostridienstämmen konnte auch nach Anreicherung in LBT in keinem Fall Clostridium botulinum Typ C Toxin nachgewiesen werden.

Das Toxin ließ sich jedoch nach Anreicherung und fünftägiger anaerober Bebrütung der Darmhomogenisate aus 7 der 13 Därme nachweisen (Proben Nr. 1, 2, 3, 4, 8, 10, 13). Die aus den angereicherten Proben isolierten Clostridienstämme erwiesen sich nur in einem Fall (Probe F) als Toxinbildner, die Serogruppe dieses Stammes muß jedoch erst in einem weiteren Versuch festgestellt werden.

Die Ergebnisse dieses Versuches sind in Tab. 9 zusammengefaßt.

Tabelle 9:

	KV dir. Clostr.spp./T- Prod.	KV n. Anr./T-Prod.	T-Prod. n. Anr.(LBT)
1. Lachmöwe, Zicksee, tot aufgefunden	+/-	+/-	+
2. detto	+/-	+/-	+
3. detto	+/-	+/-	+
4. detto	+/-	+/-	+
5. Lachmöwe, Illmitzer Zicksee, sterbend aufgefunden	-*/-	+/-	-
6. Lachmöwe, Zicksee, tot aufgefunden	-*/-	+/-	-
7. Lachmöwe, Zicksee, getötet	-*/-	+/-	-
8. Ente, Lange Lacke, erlegt	-/-	+/-	+
9. detto	+/-	+/-	-
10. detto	-/-	+/-	+
11. Ente, Huldenlacke, erlegt	-/-	+/-	-
12. Ente, Lange Lacke, erlegt	+/-	+/-	-
13. detto	-/-	+/+	+

* Nachweis infolge massiven Auftretens von Proteus spp. nicht möglich

5.2.5. Versuchsreihe E:

Bei dieser Versuchsreihe gelang die Reisolierung von Clostridium botulinum Stämmen Typ C aus Fliegenmaden, -puppen und adulten Tieren. Die isolierten Stämme waren in der

Lage, Clostridium botulinum Toxin Typ C zu produzieren. Den Tierversuch überlebten nur solche Mäuse, denen vorher das entsprechende Antitoxin appliziert worden war. Aus parallel gehaltenen Tieren einer Kontrollgruppe konnte Clostridium botulinum Typ C nicht isoliert werden.

5.2.6. Versuchsreihe F:

Der Nachweis von Clostridium botulinum Toxin Typ C war nur in der mit LBT (al) angereicherten, anaerob bebrüteten Probe möglich. Im Mäuseversuch überlebten nur die mit Clostridium botulinum Antitoxin C geschützten Tiere.

Die nach bl — dl sowie a2 — d2 behandelten Proben erbrachten durchwegs negative Ergebnisse.

Die Ergebnisse sind in Tab. 10 zusammengefaßt.

Tabelle 10:

	Toxinproduktion		Reisolation der Stämme	
	aerob	anaerob	aerob	anaerob
Schlammprobe				
ohne Zusätze	—	—	+	+
mit Algenmaterial	—	—	+	+
mit Lackenwasser/Detritus	—	—	+	+
mit LBT	—	+	+	+

5.2.7. Versuchsreihe G:

Die Ergebnisse dieses Versuches sind ebenfalls in Tab. 10 zusammengefaßt. Die Stämme konnten aus jeder der kontaminierten Schlammproben reisoliert werden und verloren auch nicht ihre Fähigkeit zur Toxinproduktion.

5.2.8. Versuchsreihe H:

Der Versuch, aus lebend eingelangten Chironomidenlarven die gesuchten Erreger über den Kulturversuch bzw. über den Tierversuch (Toxin) nachzuweisen, scheiterte daran, daß weder die Larven noch deren Kadaver im Schlamm gefunden werden konnten. Auch aus den Schlammproben selbst war das Toxin nicht nachweisbar, wobei auch ein Zusatz von LBT und fünftägige anaerobe Bebrütung bei 30°C kein positives Ergebnis brachte.

5.2.9. Versuchsreihe I:

Bei dieser Versuchsanordnung wurden tote Fliegen (mit Clostridium botulinum Typ C Stämmen/Sporen kontaminiert) Eintagskücken als Nahrungsquelle angeboten. In einem Abstand von 10 cm wurden nicht infizierte Kadaver (ebenfalls Eintagskücken) deponiert, so daß die Fliegen mit beiden Kadavern in Kontakt kommen konnten. Die Maden, die von beiden Kadavern nach 7 Tagen abgenommen werden konnten, erwiesen sich als toxinhältig, sodaß die Versuchstiere unter typischen Symptomen 24 Std. nach Verabreichung des Maden Sterilfiltrates verendeten.

Bei mit Clostridium botulinum Antitoxin C geschützten Tieren konnte keinerlei Toxinwirkung beobachtet werden.

6. Diskussion

6.1. Abhängigkeit des Auftretens von Wasservogel-Botulismus von verschiedenen Umweltfaktoren

Wie in vielen anderen Gebieten war auch im Seewinkel ein Zusammenhang mit heißen Sommern erkennbar: 2 der 3 großen Ausbrüche traten bei überdurchschnittlich hohen Lufttemperaturen auf und nur einer (an einer Lacke, an der Botulismus bereits im Vorjahr massiv aufgetreten war) zeigte keine Korrelation mit hohen Temperaturen.

Weitere Untersuchungen ergaben jedoch, daß für das Wachstum von *Clostridium botulinum* günstige Faktoren wie optimale Temperaturen und Anaerobie im Schlamm der Lacken sowie fallende Wasserstände auch in Jahren ohne größere Botulismusausbrüche auftreten. Auch Wasservogelkonzentrationen und Clostridien sporen waren in den Botulismusegebieten alljährlich vorhanden. Optimale Temperaturen und Anaerobie können daher für Ausbrüche allein nicht ausschlaggebend sein.

Dafür spricht auch, daß die Vergiftungen zwar bei hohen Temperaturen einsetzen, ihr weiterer Verlauf aber durch kühle Witterung nicht mehr gehemmt wurde. Auch Anstiege des Wasserstandes scheinen dann keinen Einfluß mehr zu haben. Dieses witterungsunabhängige Weiterlaufen der Ausbrüche könnte allerdings auch durch Toxinübertragungen über Fliegenlarven aus Botulismusopfern bewirkt werden. Hohe, lang anhaltende Temperaturen dürften daher Auskeimen und Wachstum von *Clostridium botulinum* im Biotop nur *indirekt*, über andere Faktoren begünstigen.

Wasservogel-Botulismus zeigt in fast allen beschriebenen Gebieten einen engen Zusammenhang mit starker Gewässereutrophierung. Auch im Seewinkel traten große Ausbrüche nur in den am stärksten belasteten Lacken auf; zwei weitere Lacken, an denen Botulismus kurzfristig auftrat (Huldenlacke und Rochuslacke) zählen ebenfalls zu dieser Gruppe (WINKLER, 1983). Alle anderen Lacken mit Botulismuskonnotationen während der beiden großen Ausbrüche (Runde Lacke, Kirchsee, Mittlere Wörtenlacke) gelten zwar nicht als so stark eutrophiert, liegen aber in unmittelbarer Nachbarschaft der Botulismusegebiete Illmitzer Zicksee und Lange Lacke, sodaß die Herkunft der Toxine in diesen Fällen fraglich war. Bei der weiteren Forschung nach den Ursachen für das verstärkte Auftreten von Wasservogel-Botulismus sollten daher in erster Linie mögliche Zusammenhänge mit jenen Biotopfaktoren untersucht werden, die sich aus der Eutrophierung ergeben. Massensterben benthischer Evertrebraten spielen im Seewinkel aufgrund unserer Befunde wahrscheinlich keine entscheidende Rolle. Mehrere Autoren weisen auf zeitliche Korrelationen zwischen Botulismuskonnotationen und Algenblüten (BLAKER, 1967) oder plötzlichen Zusammenbrüchen von Fadenalgenpopulationen nach Temperaturänderungen oder Regenfällen hin (ONO et al., 1982; O. LOTHZKY, pers. Mittlg.). Wir schlagen daher vor, bei weiterem Auftreten von Botulismus an den Seewinkelackern zunächst die jahreszeitlichen Bestandsentwicklungen von *Cladophora* und anderen Algen in Abhängigkeit von Wasserstand, Nährstoffkonzentration, Besonnung usw. zu verfolgen. Unsere Ergebnisse liefern dazu einen Ansatzpunkt: Jahre mit Botulismusausbrüchen kennzeichnen sich durch eine lang anhaltende Schönwetterperiode in der ersten Junihälfte. Sie könnten im Ökosystem der Lacken über verschiedene biologische Vorgänge (z.B. Algenentwicklung) Voraussetzungen schaffen, die dann später im Jahr bei geeigneten Temperaturen zu Massenerkrankung von *Clostridium botulinum* führen.

Den größten Raum müßte aber eine freilandökologisch ausgerichtete, bakteriologische Forschung einnehmen. Dabei wäre es unerlässlich, endlich mit einer umfassenden Untersuchung der Lackenbakteriologie zu beginnen. Über das komplizierte Zusammenwirken zwischen der Toxinproduktion von *Clostridium botulinum* und bestimmten Bakteriophagen (z.B. DOLMAN & CHANG, 1972; EKLUND & POYSKY, 1974; HARIHARAN & MIT-

CHELL, 1977; SMITH, 1977), über die Aktivierung der Toxine durch Proteasen anderer Bakterien (SMITH, 1977) oder die hemmende Wirkung bestimmter Mikroben (MOULTON et al., 1976; GRAHAM, 1978) liegen jetzt aus Kulturversuchen die ersten Ergebnisse vor. Aus dem Freiland ist jedoch darüber überhaupt nichts bekannt. Da *Clostridium botulinum* als extrem konkurrenzschwache Art nur bei einer ganz spezifischen Zusammensetzung der Mikrobenflora Toxine bilden kann, lassen synökologische Freilanduntersuchungen wesentliche Beiträge zur Klärung der Ursachen erwarten.

6.2. Substrat für Toxinbildung und Toxinübertragung auf Vögel

Trotz der zahlreichen in der Literatur dokumentierten Botulismusausbrüche liegen kaum Befunde vor, die eindeutig das „sludgebed“- oder das „microenvironment“-Konzept stützen, wenn auch im allgemeinen das letztere als Arbeitshypothese anerkannter ist. Versuche, in mit *Clostridium botulinum*-Sporen versetzten Teichen Botulismus durch künstlich eingeleitete Planktonsterben auszulösen, scheiterten allerdings. Die Enten nahmen zwar nachweislich das tote Plankton auf, doch enthielt es kein Toxin (MOULTON, JENSEN & LOW, 1976). Nach WOBESER (1981) kommen als Ursache für Massensterben bei kleinen Wassertieren vor allem Wasserstandsschwankungen und damit verbundene Veränderungen des O₂-Gehaltes, der Salinität und Temperatur in Frage. In den Seewinkellacken gibt es zur kritischen Zeit in den besonders gefährdeten Uferzonen ein reiches Evertebratenangebot, das von vielen Vogelarten genutzt wird. Während der Hitzeperioden konnten hier aber keine Hinweise auf Massensterben der Benthosorganismen gefunden werden. Aufgrund der großen Widerstandsfähigkeit der Schlammorganismen sind größere Kadaverdichten außerdem nur in schon recht trockenen, für die Nahrungssuche uninteressanten Uferzonen zu erwarten (Kiebitz und Regenpfeifer, die in diesen Bereichen jagen können, kommen in Anbetracht ihrer Suchtechnik wahrscheinlich nur mit lebender Beute in Berührung). Die Gefahr einer Aufnahme von Evertebratenkadavern bei der Nahrungssuche erscheint auch deshalb gering, weil die kleinen Leichen rasch zerfallen und die noch intakten Kadaver sehr zerbrechlich sind (zumindest tote Chironomidenlarven). Dies bedeutet, daß die Evertebratenleichen zumindest in den Seewinkellacken nur eine geringe Rolle spielen dürften, wobei das Ausbleiben der Massensterben natürlich noch in Jahren mit Botulismusausbrüchen bestätigt werden müßte.

Zwei der Voraussetzungen für eine Clostridienentwicklung direkt im Bodenmaterial („sludgebed“-Konzept), Anaerobie und Temperaturen über 20°C sind im Benthos aller Lacken gegeben. Es ist aber nicht bekannt, welchen Einfluß hohe pH-Werte auf das Wachstum der Bakterien ausüben. Auch liegen keine Daten über die pH-Verhältnisse in den Sedimenten der Seewinkellacken vor. Unsere Untersuchungen konnten zumindest bestätigen, daß die Toxine bis zu einem pH von 9,5 stabil sind. Das Nährsubstrat, das an den Lacken unter ganz bestimmten Umweltbedingungen eine plötzliche Massenvermehrung der Clostridien ermöglicht, konnte aber bisher nicht gefunden werden. Massensterben bei Grünalgen (*Cladophora*) können zwar innerhalb kurzer Zeit durch bakteriellen Abbau Anaerobie und ein reiches Aminosäureangebot zur Verfügung stellen, in bebrüteten, mit Clostridien sporen angereicherten Schlammproben aus den Seewinkellacken konnten jedoch Algenzugaben keine Toxinbildung auslösen. Auch unsere Versuche, die Verhältnisse in langsam trocken fallenden, mit Algenwatten bedeckten Uferzonen in kleinen Aquarien zu simulieren, führten zu keiner Toxinbildung. Wir sind aber der Ansicht, daß gerade solche Versuche, in denen mehrere ökologische Faktoren berücksichtigt werden können, zur Untersuchung der Zusammenhänge und Bedingungen, die in der Natur zu Clostridienentwicklung und Toxinproduktion führen, besonders geeignet sind.

HUNTER (1970) stellte in Botulismusepizootien Toxine in lebenden Larven und Imagines verschiedener Wasserinsekten wie Libellen, Käfern und Wanzen fest und auch im Seewinkel

gelang zur Zeit der wenigen Botulismusfälle im Juli 1984 einmal der Nachweis des Giftes in Zuckmückenlarven (während der großen Botulismusausbrüche in den beiden Jahren davor wurden lebende Wirbellose leider nicht untersucht). Dies könnte bedeuten, daß die (eventuell nur eine kurze Zeit lang) frei im Boden gebildeten Toxine über zahlreiche Nahrungsketten in Evertebraten angereichert und auf Vögel übertragen werden, was auch die stärkere Gefährdung überwiegend insektenfressender Wasservögel erklären würde (vgl. GRÜLL, 1983). Zur Beurteilung der ökologischen Bedeutung von Toxinvorkommen in lebenden Insektenlarven wäre es aber unbedingt notwendig, das Gift nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ nachzuweisen. Bei Botulismusausbrüchen könnten nämlich in verschiedenen wirbellosen Tieren Toxine in geringen Mengen als Nebeneffekt auftauchen, ohne bei Wasservögeln Vergiftungen auszulösen. Es erscheint uns daher wichtig, diese Frage bei zukünftigen Botulismusausbrüchen noch zu klären.

6.3. Die Bedeutung von Vogelkadavern für die Toxinübertragung

HAAGSMA (1973) konnte hohe, für Wasservögel gefährliche Toxinkonzentrationen im Freiland nur in Gewebeteilen und Fliegenmaden aus zerfallenden Vogelleichen nachweisen. Eine Infektion mit *Clostridium botulinum* vor dem Tod, die für eine spätere Toxinbildung im Kadaver eine Voraussetzung ist, war in niederländischen Botulismusegebieten in 70 bis 80% der Wasservögel gegeben (HAAGSMA, 1973). Auch im Seewinkel enthielten 7 von 13 untersuchten Mägen und Därmen von Lachmöwen und Stockenten Clostridienkeime. In unserer Untersuchung wiesen wir außerdem nach, daß auch die nachträgliche Kontamination eines Kadavers durch infizierte Fliegen eine Toxinbildung ermöglichen kann.

Obwohl kaum Befunde vorliegen, wird in den meisten Untersuchungen angenommen, daß Fliegenmaden aus kontaminierten Kadavern für Beginn und Verlauf von Botulismusausbrüchen eine entscheidende Rolle spielen und ein hoher Anteil der erkrankten Vögel über diese Toxinquelle vergiftet werden. HUNTER (1970) konnte in kleinen Versuchsteichen durch Zugabe eines infizierten Vogelkadavers bei flugunfähigen Stockenten Botulismus hervorrufen. Nach unseren Planbeobachtungen werden die in den Kadavern fressenden Maden im Seewinkel zumindest von Lachmöwen regelmäßig genutzt.

Erst das Abwandern der Maden vor der Verpuppung ermöglicht wahrscheinlich auch die Nutzung durch andere Arten (z.B. Limikolen). Besonders die von im Wasser liegenden Kadavern abgetriebenen und dann bis mehrere Tage lang auf der Wasseroberfläche schwimmenden Maden könnten für viele Wasservögel, ganz besonders für Zwergmöwe und Trauerschwalbe, attraktiv sein. Bei zukünftigen Botulismusausbrüchen sollten daher vor allem diese überwiegend insektenfressenden und vom Botulismus offenbar am stärksten betroffenen Arten (GRÜLL, 1983) bei der Nahrungsaufnahme beobachtet werden. Vielleicht würden auch Magenspülungen bei Vögeln, die gerade die ersten Lähmungserscheinungen zeigen und daher noch volle Mägen haben können, weitere Aufschlüsse über die Toxinquellen geben können.

Die Anwesenheit infizierter Vogelkadaver muß an den Seewinkellacken jedoch nicht unbedingt Botulismus zur Folge haben; so starben z.B. in der Brutkolonie am Illmitzer Zicksee 1984 zur kritischen Zeit sehr viele junge Lachmöwen. Trotz der zahlreichen Leichen, an denen Artgenossen auch herumpickten, verliefen alle Untersuchungen auf Botulismus negativ.

7. Folgerungen

Aufgrund unserer Untersuchungen sowie zusätzlicher Erfahrungen aus den Botulismusausbrüchen 1982 und 1983 (vgl. GRÜLL, 1983) empfehlen wir folgende Maßnahmen für zukünftige Ausbrüche, aber auch gegen eine weitere Zunahme der Häufigkeit von Wasservogel-Botulismus an den Seewinkellacken:

7.1. Entfernung der Vogelkadaver

Unsere Ergebnisse bestätigen die Vermutung, daß die Maden von Aasfliegen bei der Toxinübertragung auf Vögel eine wichtige Rolle spielen können. Die Botulismusopfer sollten daher vor allem bei Beginn, aber auch während eines Ausbruches möglichst rasch und vollständig von der Lacke entfernt werden. Um Auftreten bald zu erkennen, müßten zumindest in folgenden Gebieten von Juni bis September regelmäßige *Kontrollen* durchgeführt werden: Illmitzer Zicksee (Südostufer, Uferbuchten um den Südtel der Halbinsel), Lange Lacke (Nordufer, Sauspitz), Mittlere Wörtenlacke (Halbinsel) und Huldenlacke. Dabei genügt es, die vegetationsfreien Entenrastplätze mit dem Fernrohr abzusuchen; zusätzliche Stichproben in Röhrichtbeständen, die wesentlich mehr Aufwand kosten, sind für die Feststellung eines Ausbruches nicht erforderlich.

Die verlässlichste *Diagnose* ist nicht der Toxinnachweis in Fliegenmaden aus Vogelkadavern, sondern im Blut kranker Vögel; Botulismustoxine in den Maden können auch auf eine Kontamination mit *Clostridium botulinum* nach dem Tod zurückzuführen sein.

Als mögliche *Frühwarnsysteme* sollten die Dauer von Schönwetterperioden in der ersten Junihälfte sowie die frühsummerliche Fadenalgenentwicklung in den Lacken verfolgt werden (siehe Diskussion).

Bei den *Sammelaktionen* sind die freien Lackenufer und überfluteten Röhrichtländer abzusuchen. Ein Durchkämmen größerer Schilfbestände ist wegen der niedrigen Dichte der hier liegenden Kadaver sowie deren geringeren Gefährlichkeit als Toxinquelle nicht effizient. Um die Kadaver noch *vor* dem besonders kritischen Abwandern der Fliegenmaden entfernen zu können, dürfen die Intervalle zwischen den Kontroll- bzw. Sammelaktionen nicht länger als 3 Tage dauern (Einsätze an jedem 4. Tag).

7.2. Treibaktionen

Konsequentes Vertreiben der Vögel bei Botulismusausbrüchen kann vor allem bei Konzentrationen gefährdeter Brutvogelarten (vor allem Säbelschnäbler, Löffler) an Botulismusgewässern, aber auch zur Verhütung zu großer Ausfälle bei den Rastbeständen von Schwimmenten erforderlich sein. Das Hauptproblem liegt dabei in der geringen Störungsempfindlichkeit der Limikolen, sodaß hier noch weitere Erfahrungen gesammelt werden müssen. Schwimmenten ließen sich während des Ausbruches 1982 am Illmitzer Zicksee mit Hilfe von automatischen Schußapparaten, Schreckschußpistolen und eines Kleinflugzeuges immerhin 2 Wochen lang von der Lacke fernhalten, bevor auch bei ihnen eine Gewöhnung einsetzte (GRÜLL, 1983). Nach Schätzungen von ROSEN und BISCHOFF (1953) konnten an einem nordamerikanischen See die Verluste durch Botulismus bei Enten durch kombinierte Treibaktionen mit Boot, Flugzeug, Schreckschußpistolen usw. von 12,5% auf ca. 1% gesenkt werden.

7.3. Pflege erkrankter Vögel

Die Pflege von Botulismusopfern ist ohne aufwendige, medikamentöse Behandlung nur bei Fuß- oder Flügelähmungen erfolgversprechend; bei Beeinträchtigung der Halskopfmuskulatur (schlaffer Hals, teilweise geschlossene oder durch Ausfluß verklebte Augen, Austrocknung der Hornhaut, keine Wasser- und Nahrungsaufnahme, Atembeschwerden) trat fast immer der Tod ein (vgl. auch STABLEFORTH & GALLOWAY, 1959). Wichtig ist eine Unterbringung auf staubfreier Bodenstreu, da offenbar durch Lähmungen im Augenbereich Verschmutzungen der Hornhaut häufig sind.

7.4. Langfristige Maßnahmen gegen weitere Nährstoffeinträge in die Lacken

Obwohl Zusammenhänge zwischen Botulismus und Gewässereutrophierung noch nicht gesichert sind, empfehlen wir aufgrund der auffälligen Korrelation der Auftreten mit hohen Nährstoffkonzentrationen weitere Einträge soweit als möglich zu unterbinden. Entsprechende Maßnahmen (Abwasserklärung, gering belastete Pufferzonen um die Gewässer, Einschränkung der Düngung, Verminderung des Windeintrages durch geschlossene Vegetationsdecken in den Weingärten) wurden vor allem im Zusammenhang mit der Eutrophierung des Neusiedler Sees schon an mehreren Stellen vorgeschlagen.

Die immer wieder vorgeschlagenen *künstlichen Veränderungen des Wasserstandes* an den Lacken können wir als Maßnahme gegen Botulismus nicht empfehlen. Abgesehen von den hydrologischen Problemen (sommerliche Trockenheit, Belastung des Grundwassers) hatten auch stärkere Pegelanstiege auf den Verlauf der Ausbrüche 1982 und 1983 keinen nachweisbaren Einfluß. Vor zusätzlichen Wasserstandsabsenkungen muß sogar eindringlich gewarnt werden: Aufgrund der Gewässermorphologie sowie der hydrologischen Verhältnisse ist eine rasche Trockenlegung der Lacken nicht möglich, sodaß die lange bestehenden Restlacken (Illmitzer Zicksee) durch sehr hohe Evertebratenkonzentrationen eher zusätzliche Gefahren bilden könnten.

Literatur

ARNOLD, K. (1982): Lange Lacke und Zitzmannsdorfer Wiesen. Kosten-Nutzen-Analyse konkurrierender Ansprüche. Amt der Bgld. Landesregierung, Eisenstadt.

BAUER, K., & U. GLUTZ von BLOTZHEIM (1969): Handbuch der Vögel Mitteleuropas 2, 3. Frankfurt am Main.

BELL, J. F., SCIPLE, G. W. & A. A. HUBERT (1955): A microenvironment concept of the epizootology of avian botulism. J. Wildl. Mgmt. 19, 352—7.

BISHOPP, F. C. (1923): Limberneck of fowls produced by fly larvae. J. Parasitology 9, 170—173.

BLAKER, D. (1967): An outbreak of botulinus poisoning among waterbirds. Ostrich 38, 144—7.

BOSENMAIER, E. F., OLSON, T. A., RUEGER, M. E. & W. H. MARSHALL (1954): Some field and laboratory aspects of duck sickness at Whitewater Lake, Manitoba. Trans. N. Amer. Wildl. Conf. 19, 163—175.

COLLINGE, W. E. (1936): The food and feeding-habits of the Coot (*Fulica atra* Linné). Ibis 6, 35—9.

CREUTZ, G. (1963): Ernährungsweise und Aktionsradius der Lachmöwe. Beitr. Vogelkde 9, 3—58.

DIETZ, G. (1966): Jahreszyklische faunistische und ökologische Untersuchung der Ciliatenfauna der Natrongewässer am Ostufer des Neusiedlersees. Diss. phil. Univ. Wien.

DOLMAN, C. E. & E. CHANG, 1972: Bacteriophages of *Clostridium botulinum*. Can J. Microbiol. 18, 67—76.

DOBESCH, H. & F. NEUWIRTH (1983): Das Klima des Raumes Neusiedler See. Raumplanung Burgenland 1983/1, Amt d. Bgld. Landesreg.

EKLUND, M. W. & F. T. POYSKY (1974): Interconversion of type C and D strains of *Clostridium botulinum* by specific bacteriophages. Appl. Microbiol. 27, 251—258.

EWALD, K. (1979): Beiträge zur Ernährung sowie zum Parasiten-, Salmonellen- und Chlamydienbefall von Lachmöwen (*Larus ridibundus*) in bayerischem Karpfenteichgebiet. J. Orn. 120, 98—101.

FEILER, M. & B. KÖHLER (1977): Massensterben von Wasservögeln durch Botulismus auf der Potsdamer Havel im Sommer 1975. Falke 24, 226—39.

- FISCHER-NAGEL, A. (1977): Untersuchungen zur Ökologie der Anuren im Seewinkel des Burgenlandes (Österreich). Diplomarb. FU Berlin.
- GLATZ, A. (1976): Biologie und Populationsdynamik zweier Hemipteren, Heteroptera, Corixidae (*Sigara concinna* und *Sigara lateralis*) eines alkalischen Gewässers (Birnbaumlacke) im Seewinkel-Burgenland. Diss. phil. Univ. Wien, 122 S.
- GRAHAM, J. M. (1978): Inhibition of *Clostridium botulinum* type C by bacteria isolated from mud. J. Applied Bacteriology 45, 205—211.
- GRÜLL, A. (1983): Erstes gesichertes Auftreten von Wasservogel-Botulismus im Seewinkel, Burgenland. Egretta 26, 51—65.
- HAAGSMA, J. (1973): Etiology and epidemiology of botulism in waterfowl in the Netherlands. Diss. Utrecht.
- HAAGSMA, J. (1975): Botulismus bei Wasservögeln. Die Welt der Tiere 2, 92—4.
- HABLE, E., PROKOP, P., SCHIFTER, H. & W. WRUSS (1983): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Vogelarten. Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- HARIHARAN, H. & W. R. MITCHELL (1977): Type C botulism: the agent, host spectrum and environment. Vet. Bull. 47, 95—103.
- HÄLTERLEIN, B. & G. HEINZE (1983): Massensterben von Vögeln durch Botulismus. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 23, 131—158.
- HOBMAIER, M. (1932): Conditions and control of botulism (duck disease) in waterfowl. Calif. Fish Game 18, 5—21.
- HOLLER, B. & L. MECKLING (1984): Botulismus in einem Süßwasserwatt bei Hetlingen (Unterebbe). Inst. angewandte Biologie, Freiburg, 47 S.
- HUDEC, K. & J. PELLANTOVA (1985): Massensterben der Wasservögel in der CSSR. Beitr. Vogelkd. 31, 81—92.
- HUNTER, B. F. (1970): Ecology of waterfowl botulism toxin production. Trans. N. Amer. Wildl. Nat. Resour. Conf. 1970, 64—72.
- HURTER, H. U. (1972): Nahrung und Ernährungsweise des Bläßhuhns *Fulica atra* am Sempachersee. Orn. Beob. 69, 125—49.
- ISAKOW, J. A. in DEMENTJEW, G. P. & N. A. GLADKOW (1952): Birds of the Soviet Union 4, Moskau.
- JENSEN, W. I. & J. P. ALLEN (1960): A possible relationship between aquatic invertebrates and avian botulism. Trans 25th. N. Am. Wildl. Conf., 171—9.
- JUNGWIRTH, M. (1973): Populationsdynamik und Populationsrate von *Branchinecta orientalis* (G. O. Sars — Crustacea, Anostraka) in der Birnbaumlacke (Seewinkel, Burgenland), unter besonderer Berücksichtigung der limnologischen Bedingungen dieses Gewässers. Diss. phil. Univ. Wien
- KRAUSS, M. (1979): Zur Nahrungsökologie des Bläßhuhns *Fulica atra* auf den Berliner Havelseen und der Einfluß von Bläßhuhn und Bisamratte *Ondatra zibethicus* auf das Schilf *Phragmites communis*. Anz. orn. Ges. Bayern 18, 105—44.
- LECKEBUSCH, Ch. (1979): Das Wasservogelsterben im spanischen Nationalpark Coto Danana. Die Welt der Tiere 6, H. 4, 28—37.
- LEE, V. H., S. VADLAMUDI, S. & R. P. HANSON (1962): Blow fly larvae as a source of botulinum toxin for game farm pheasants. J. Wildl. Mgmt. 26, 411—413.
- LÖFFLER, H. (1982): Der Seewinkel. Niederösterreich. Pressehaus St. Pölten-Wien.
- LÖFFLER, H. & P. NEWRKLA, 1985: Der Einfluß des diffusen und punktuellen Nährstoffeintrages auf die Eutrophierung von Seen. Teil 2: Neusiedlersee, Attersee. Veröffentl. Österr. MaB-Programm 8, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.

- MAHLER, S. & U. MAHLER (1986): Vogelsterben durch Botulismus im Naturschutzgebiet „Wagbachniederung“. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 61, 207—228.
- McATEE, W. L. (1922): Notes on food habits of Shoveller or Spoonbill Duck (*Spatula clypeata*). Auk 39, 380—386.
- METZ, H. (1976): Zur Gewässergüte des Burgenlandes. Das nördliche Burgenland Stand Dezember 1975. Biol. Forschungsinst. Burgenland. Bericht 15.
- MOULTON, D. W., W. I. JENSEN & J. B. LOW (1976): Avian botulism epizootiology on sewage oxidation ponds in Utah. J. Aildl. Manage. 40(4), 735—42.
- OLNEY, P. J. S. (1963): The food and feeding habits of Teal *Anas crecca crecca* L. L. Proc. Zool. Soc. London 140, 169—210.
- ONO, T., AZUMA, R., KATO, T., TAKEUCHI, S. & T. SUTO (1982): Outbreaks of type C botulism in waterfowl in Japan. Natl. Inst. Anim. Health Q (Jpn) 22, 102—114.
- REICHHOLF, J. (1974): Der Einfluß des Nahrungsangebotes auf das Zugmuster der Krickente (*Anas crecca* L.) *Egretta* 17, 4—14.
- REICHHOLF, J. (1983): Ausbrüche von Enten — Botulismus im Sommer 1982 in Bayern. Anz. Orn. Ges. Bayern 22, 37—56
- REICHHOLF, J. (1985): Vogelverluste durch Botulismus am Innstausee Eggfling-Obernberg im Sommer 1983. Anz. orn. Ges. Bayern 24, 85—88.
- ROSEN, M. N. & A. L. BISCHOFF (1953): A new approach towards botulism control. Trans. 18th N. Am. Wildl. Conf., 191—9.
- ROTHSCHILD, M. (1962): Development of paddling and other movements in young Black-headed Gulls. Brit. Birds 55, 114—117.
- SCHAEKEN, P. (1984): Oiseaux et botulisme. *Aves* 20, 95.
- SCHIEMER, F. & A. e. M. Z. FARAHAT (1966): Redoxpotential und Sauerstoffverbrauch von Böden einiger Salzwässer im Gebiet des Neusiedler Sees (Österreich). Sitzber. Österr. Akad. Wiss., mathem.-naturwiss. Kl., Abt. I, 175. Bd., 4—6. H., 143—157.
- SCHLEGEL, R., (1977): Zur Nahrung der Lachmöwe an oberlausitzer Karpfenteichen. Falke 24, 198—203.
- SCHOENAGEL (1963): Der Abendflug der Stockente und seine Abhängigkeit von der Lichtintensität. Proc. 13th Int. orn. Congr. Ithaca, 193—298.
- SCHWEDE, G. & E. RUTSCHKE (1978): Zum Nahrungstauchen der Stockente, *Anas platyrhynchos* in intensiv fischereiwirtschaftlich genutzten Teichgebieten. Beitr. Vogelkd. 24, 97—98.
- SCHWEDE, G. & E. RUTSCHKE (1980): Zum Aktivitätsrhythmus der Stockente (*Anas platyrhynchos*) in intensiv fischereiwirtschaftlich genutzten Teichgebieten. Beitr. Vogelkd. 26, 104—106.
- SEZEN, I. Y. & E. GREUEL, (1984): Botulismus als Todesursache in Wasservogelpopulationen des Erftkreises. Z. Jagdwiss. 30, 59—63.
- SMITH, L. D. S. (1977): Botulism. American Lecture Series 997, Springfield, Illinois.
- SPERRY, C. C. (1947): Botulism control by water manipulation. Trans. 12th N. Am. Wildl. Conf. 228—33.
- STABLEFORTH, A. W. & I. A. GALLOWAY (1959): Infections disease of animals. Diseases due to bacteria 1. Butterworths scientific public, London.
- STERBETZ, I. (1978): Einfluß der Veränderungen der Agrarumwelt auf die Tierwelt des Naturschutzgebietes Kardoskut. *Aquila* 84, 65—81.
- SZIJJ, J. (1965): Ökologische Untersuchungen an Entenvögeln (Anatidae) des Ermatinger Beckens (Bodensee). Vogelwarte 23, 24—71.
- TAMISIER, A. (1971): Regime alimentaire des Sarcelles d'Hiver *Anas crecca* en Camargue. *Alauda* 39, 261—311.