©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Faun.-Ökol. Mitt. 7, 9-45 Kiel, 1995

Untersuchungen zur Zikadenfauna (Hempitera: Auchenorrhyncha) einer Ästuarwiese unter dem Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung und veränderten Überflutungsgeschehens

Jörn Hildebrandt

Summary

Investigations on the leafhopper (Hemiptera: Auchenorrhyncha) fauna of an estuary grassland with agricultural impact and fluctuating inundations

The leafhopper fauna of brackish grasslands was investigated for a period of seven years in the Weser Estuary north of Bremerhaven (Northwest Germany) by sweepnet sampling and suction apparatus. From 1985 – 1988, the agricultural use was by mowing and grazing; from 1989 – 1991, the intensity of management reduced. In the mowed and grazed grasslands only ubiquitous grassuccing leafhoppers occurred in higher abundances. One exeption is *Macrosteles horvathi* Wagner 1935, which is as an "invading species" of disturbed habitats. The variability in dominance and phenology was high within 12 sample areas and during the four years of study. Under different agricultural regimes only the fallow showed significant differences in the leafhopper fauna. In the fallow a part of the population could survive heavy tidal spring and summer inundation.

Einleitung

Im Bereich der Meeresküsten bildeten sich im Nordwesten Mitteleuropas durch den Einfluß der Gezeiten oberhalb der Linie des Mittleren Tidehochwassers (MThW) Salzwiesen aus. Diese mit überwiegend salzadaptierter Vegetation bedeckte Zone reicht als fast geschlossenes Band von den Niederlanden über Nordwestdeutschland bis Dänemark.

Die Besonderheit der Lebewelt besteht vor allem in der Fülle nur in diesem Ökosystem anzutreffender Arten, die teilweise weltweit auf diesen Naturraum beschränkt sind. Dies ist eine Folge der Anpassungen an die spezifischen ökologischen Bedingungen, wie häufige Überflutung, Salzgehalt des Seewassers und hohe Gefahr der Verdriftung. Die Fülle der Anpassungen der Tierwelt wurde in einer Vielzahl von Arbeiten beschrieben (z.B. WEIGMANN 1971, REGGE 1972, 1973, HEYDEMANN 1981), ebenso wie das komplizierte Netz gegenseitiger Abhängigkeiten.

Die Ausprägung der Salzwiesen im Ästuarbereich, d.h. der trichterförmigen Erweiterung einer Flußmündung, weist Besonderheiten auf, die sie von Küstensalzwiesen unterscheiden. Eine Überflutung der Wiesen findet nur noch in Ausnahmefällen statt. Ebenso ist der Salzgehalt des Meerwassers im Ästuarbereich durch den Süßwassereintrag des Flusses vermindert.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Aufgrund dieser Gegebenheiten nehmen Ästuarwiesen eine Übergangsstellung zwischen Küstensalz- und ufernahen Feuchtwiesen im Binnenlandbereich ein. Diese Zwischenstellung ist zugleich mit einer geringen räumlichen Ausdehnung verbunden. An der Nordseeküste finden sich größere Ästuarwiesenbestände nur an den Mündungen von Eider, Elbe, Weser und Ems und sind hier durch Sperrwerke oder Hafenbauprojekte in ihrem Bestand bedroht oder schon weitgehend zerstört. Ästuarbereiche sind zudem Verschmutzungen durch Chemikalien in besonderem Maße ausgesetzt (WOLF 1983). Dies macht sie zu besonders bedrohten Biotoptypen und in höchstem Grade schützenswert.

Im Bereich des Weserästuars wurden im Gebiet der Hansestadt Bremen von 1985 – 91 nördlich von Bremerhaven (Weddewarden) Außendeichsflächen vegetationskundlich, floristisch und tierökologisch bearbeitet (zur Lage siehe Abb. 1), um die Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Lebensgemeinschaft zu untersuchen.

Nach der Nutzung als Mähweiden bis 1988 wurden von 1988–1991 unterschiedliche Nutzungsvarianten auf einigen Flächen des Außendeichbereichs durchgeführt. Über ökologische Auswirkungen der Nutzungsveränderungen für diese Region im Brackwasserbereich war bisher noch so gut wie gar nichts bekannt. In dieser Arbeit sollen die den Vegetationshorizont besiedelnden Zikaden (Auchenorrhyncha) behandelt werden.

Zikaden stellen als rein phytophage Insektengruppe in fast allen von Gramineen beherrschten Standorten ein quantitativ und qualitativ bedeutendes Taxon dar. Nutzungsintensivierungen wirken sich drastisch auf Zikadenartenspektren und Populationsdichten aus (REMANE 1958, EMMRICH 1966, MÜLLER 1978). Die Habitatbindung ist sowohl durch die Wirtspflanze determiniert, wobei das Spektrum von Mono- bis zur Polyphagie reicht, als auch durch mikroklimatische Faktoren, wie Feuchte oder Temperatur.

Auch Salzwiesen zeigen eine typische, wenn auch artenarme Zikaden-Zoozönose, die sich aus einigen halobionten oder zumindest halotopogenen Arten zusammensetzt (NIEDRIGHAUS & BRÖRING 1986; NIEDRIGHAUS 1988, 1991). Die bisher umfangreichste Erfassung salzbeeinflußter Biotope hinsichtlich der Zikaden erfolgte durch NIEDRIGHAUS (1991) auf den Ostfriesischen Inseln. Mit dem Einfluß der Beweidung auf Zikadenpopulationen in Salzwiesen der Nordseeküste befaßten sich bisher IRMLER & HEYDEMANN (1985) sowie TULOWITZKI (1990). Damit liegt eine Vergleichsgrundlage für den in dieser Arbeit untersuchten Brackwasserbiotop in der Wesermündung vor.

Bezogen auf dieses Taxon sollen folgende Fragestellungen im Mittelpunkt stehen:

1. Wie ist das Arten- und Dominanzgefüge bei gleicher Nutzungsweise im Verlauf mehrerer Jahre?
2. Wie ist die Zikadenfauna ökologisch zu charakterisieren und in welchem Maße kommen noch küstenspezifische Arten vor?
3. Welche zoozönotischen Änderungen finden bei einer Veränderung der Nutzungsintensität statt?
4. Wie dynamisch sind Populationsverläufe und Besiedlungsdichten der bestandsbildenden Arten?

Lage, Charakterisierung und Nutzung des Untersuchungsgebiets

Großräumig haben sich in den außendeichs gelegenen Bereichen infolge der landwirtschaftlichen Nutzung Grünlandgesellschaften herausgebildet, die von den Wattflächen durch eine künstliche Steinbefestigung zur Ufersicherung abgetrennt wurden. Diesem Grünland vorgelagert existieren noch agrarisch ungenutzte Flächen, auf denen sich das für diesen Ästuarlebensraum charakteristische Röhricht aus der Meerbinse (*Scirpus maritimus*) erhalten hat. Allerdings wurde das Watt auf einigen Flächen mit Hafenschlick-

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

sedimenten aufgespült, die in Abhängigkeit von der Höhe zu lückigen oder dichten Pflanzenbeständen auf den ehemals vegetationslosen Spülfeldern führten (s. Kap. 4).

Die naturräumliche Einheit des Untersuchungsgebiets ist die Wesermarsch mit der Region Watten und Marschen. Es liegt auf der östlichen Weserseite nördlich der Stadt Bremerhaven, gehört zum Südteil der Wurster Küste (s. Abb. 1) und umfaßt die Außendeichsflächen zwischen dem Deichfuß und der Grenze zum Watt zwischen dem Weddewarder Tief bei Bremerhaven – Weddewarden und Schottwarden.

Das Außendeichsland schwankt in seiner Breite zwischen 10 und 350 m, durchschnittlich ist es ca. 100 m breit. Die Grenze zum Watt ist (seit 1957) fast ausnahmslos mit einer Steinpackung (=Deckwerk) befestigt, die zusammen mit Buhnen die Vorlandkante vor Erosionen schützen soll.

Im Mündungstrichter der Weser entstand ein Sedimentkörper, der sich über das Watt und die angrenzenden Marschgebiete erstreckte und heute die alte Landoberfläche bis zu einem Niveau von ca. 3 m über NN mit tonigen, brackigen Sedimenten überdeckt (MEYER & STREIF 1977).

Als Vermischungszone zwischen Meer- und Flußwasser liegt die Salinität des Ästuarbereiches zwischen Wremen und Bremerhaven im Bereich von 0.5 – 1.9 S-Promille und damit in der mesohalinen Zone (s. Abb. 1), je nach Witterung und Jahreszeit schwanken aber die Werte sehr stark (LÜNEBURG et al. 1975).

Nach der Wattkarte Nr. 1 der Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz Norderney (1968) beträgt die topographische Höhe zwischen 177 – 277 cm über NN. Die höchsten Abschnitte liegen stets im Bereich der Uferkante. Sie sind hinsichtlich des Oberflächenreliefs und des Pflanzenbestands relativ gleichförmig. Zum Deichfuß hin besteht ein leichtes Gefälle von 20–40 cm; hier bildet sich ein ausgeprägtes Kleinrelief mit deutlich feuchteren Senken, die zwar durch Gräben parallel zum Deichfuß teilweise entwässert, aber bei höheren Fluten leicht mit Meerwasser überflutet werden. Über die Gräben dringt brackiges Wasser auch in die höher gelegenen Flächen vor. Zu einer großflächigen Überflutung des Außendeichslandes kommt es v.a. in den Wintermonaten, doch kam es aufgrund der Frühjahrs- und Sommerstürme 1990 und 1991 in diesen Jahren auch in der Vegetationsperiode zu häufigen Überschwemmungen des ganzen Gebietes.

Die Böden des Untersuchungsgebiets sind unreife Seemarschen mit geringer Entwicklungstiefe. Die Bodenbildung wird auf diesen typischen Vorlandböden zwar immer wieder durch Auswaschung der Salze durch Regenwasser eingeleitet, zugleich aber durch Überspülung mit Salzwasser und schlickreichen Sedimenten gehemmt. Die vorwiegende Bodenart ist tonarmer bzw. tonreicher Schluff mit relativ hohem Kalkgehalt (pH > 7, nach VAGTS et al. 1992).

Die sich auf diesen Böden im Kraftfeld der Gezeiten ansiedelnden Brackwasser–Röhrichte und Halophytengesellschaften wichen großenteils Fettwiesen und -weiden im Zuge der schon um rund 1000 n. Chr. einsetzenden Bedeichung und Entwässerung.

Die zwischen Uferbefestigung und Deich gelegenen Flächen werden ausnahmslos als Grünland genutzt, wobei sie während des Untersuchungszeitraumes in der Regel 1 x jährlich gemäht (Schnitt Ende Mai/Juni) und einige Wochen nach der Mahd zusätzlich als Umtriebsweiden bewirtschaftet wurden. Auf einigen Flächen wurde nachweislich zusätzlich mit Kunstdünger, teilweise auch mit Gülle gedüngt. Mahdtermin und Beweidungsbeginn sind dabei stark vom jeweiligen Witterungsverlauf und der Überflutung abhängig.

Die vorgelagerten Wattbereiche wurden mit Aufspülungsmaterial aus der Weserfahrrinne teilweise überdeckt, wobei drei Spülfelder angelegt wurden, deren Breite zwischen 350 und 500 m schwankt. Während das südliche Feld eine geringe Aufspülungshöhe

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

zeigt und deshalb häufig überflutet wird, zeigt das mittlere die höchste Aufspülung, das nördliche nimmt eine Zwischenstellung ein.

Eine weitere Nutzung des Gebietes besteht v.a. in den Sommermonaten in hohem Besucherverkehr durch Spaziergänger und Sonnenbadende. Erwähnt sei auch, daß häu-

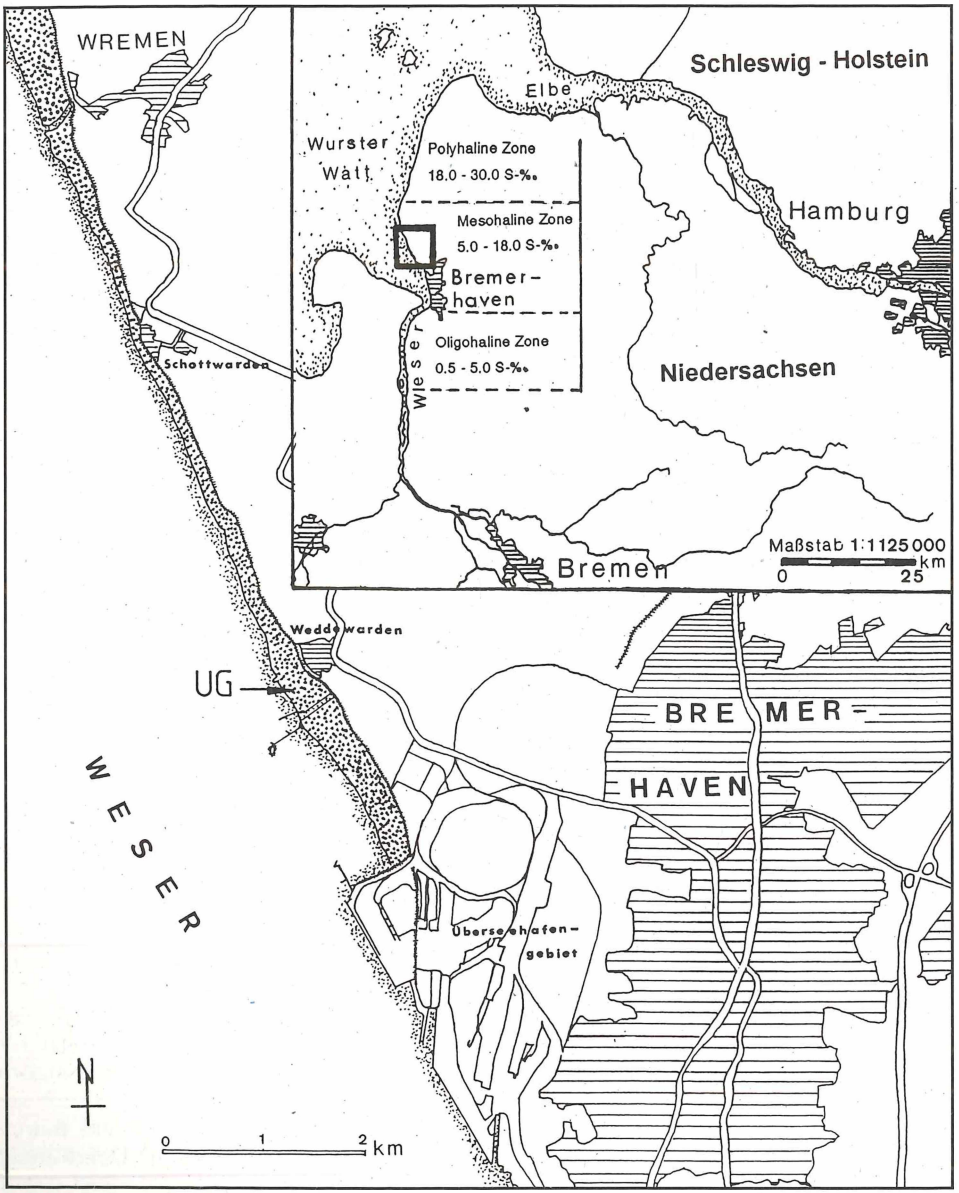

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (UG) und Halinitätszonierung (nach LÜNEBURG et al. 1975) im Weserästuar

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

fig im Grünland der sog. Röhrkohl *(Triglochin maritimum)* und teilweise auch Kümmel *(Carum carvi)* gestochen werden.

Um die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen auf Flora, Vegetation und Fauna zu untersuchen, wurde ein Flurstück in 4 durch Pflöcke markierte Zonen unterteilt, die ab 1990 folgendermaßen bewirtschaftet wurden (Abb. 3).

Brache:	keine Nutzung, Einzäunen der Fläche zum Schutz gegen Vieh.
1 x Mahd:	Die Mahd wurde am 15.07. 1990 und am 20.07. 1991 durchgeführt; Abtransport des Mähguts.
2 x Mahd:	Zusätzlich zu den oben erwähnten Mahdterminen erfolgte eine zusätzliche Mahd Mitte September (13.09. 1990, 15.09. 1991).
Mahd mit Nachweide:	Mahdtermine wie in Zone 2; Umtriebsweide mit hohem Rinderbesatz.

Aufgrund heftiger Stürme in den Sommermonaten erfolgte 1990 keine Beweidung. Erst 1991 wurde im September eine 14tägige Nachweide durchgeführt.

Witterungsverlauf 1985–1988 und Mikroklima

Nach den meteorologischen Daten gehört die Wesermarsch zum mittelfeuchten maritimen Klimabereich (MÜLLER et al. 1977) mit kühlen regenreichen Sommern und Niederschlagsmaxima zwischen Juli und August sowie verhältnismäßig milden Wintern mit geringer Niederschlagsneigung.

Für die unmittelbar benachbarte Stadt Bremerhaven (Wetterwarte) beträgt die langjährige mittlere jährliche Niederschlagsmenge ca. 740 mm. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8.8 °C. Die niederschlagsärmsten Monate sind Februar und März mit Werten um 40 mm. Am meisten Niederschlag fällt im Juli mit durchschnittlich 91 mm, die wärmsten Monate sind mit jeweils ca. 17 °C Juli und August (langjähriges Mittel 1931 – 60), kältester Monat ist der Januar mit etwa 0.9 °C (alle Angaben gemäß DEUTSCHER WETTERDIENST, monatlicher Witterungsbericht). Die oft heftig wehenden Winde kommen vorwiegend aus West.

Die folgenden Angaben und Abb. 2 beziehen sich auf den monatlichen Witterungsbericht des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (Wetterwarte Bremerhaven/ Weddewarden).

1985: Vergleichsweise erheblich zu kalten Wintermonaten mit extrem geringen Niederschlägen im Februar folgt ein sehr niederschlagsreicher, etwas zu kühler März. Der Mai ist sehr trocken und warm, der Juni wiederum äußerst regenreich und kühl (-1,2°C Abweichung vom langjährigen Mittel). Auch im August und September ist es zu kalt, während der Oktober wieder sehr trocken und warm ist.

1986: Nach einem niederschlagsreichen Januar fällt der Februar als ungewöhnlich kalt und niederschlagsarm auf. Nach einem sehr warmen und trockenen Mai verlaufen die Sommermonate ohne extreme Abweichungen von den Durchschnittswerten, während der Herbst sich durch ungewöhnlich hohe Lufttemperaturen auszeichnet. Der Dezember fällt extrem niederschlagsreich mit recht hohen Temperaturen aus.

1987: Das Jahr beginnt extrem kalt mit -5.0 °C Abweichung des Januar–Mittels vom Jahresdurchschnitt. Auf ein sehr trockenes Frühjahr folgen starke Niederschläge im Juni und September, die für zwei ausgeprägte Peaks in der Klimakurve sorgen. Die Lufttemperaturen sind im Frühsommer im Durchschnitt zu kühl, während der Herbst eher zu warm ist.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

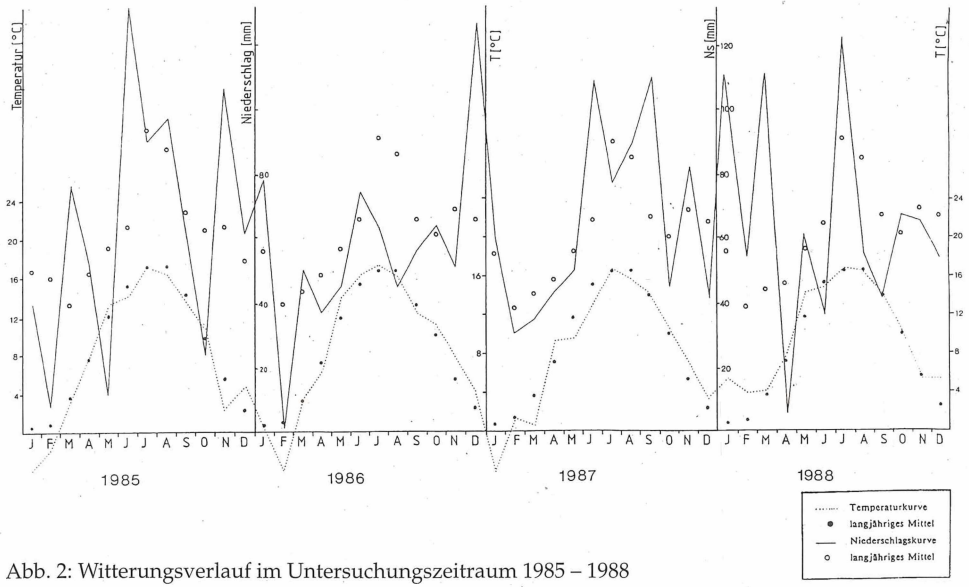

Abb. 2: Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum 1985 – 1988

1988: Der Winter ist insgesamt als sehr warm zu kennzeichnen, mit einem ungewöhnlich niederschlagsreichen und warmen Januar. Auch im März erreicht die Niederschlagssumme einen extrem hohen Wert. Dem folgt ein eher warmer, sehr trockener April und ein außerordentlich warmer Mai. Während im Juli wieder starker Niederschlag zu verzeichnen ist, bleibt der im Jahresdurchschnitt regenreiche August in diesem Jahr relativ trocken. Der Herbst weist durchschnittliche Temperaturen auf, der Wintermonat Dezember ist mit 3 °C deutlich zu warm.

Die hier nicht näher dargestellten mikroklimatischen Messungen lassen sich kurz wie folgt zusammenfassen:

Die als Grünland genutzten Außendeichsflächen sind den Witterungsverläufen deutlich stärker ausgesetzt als die vor dem Deckwerk gelegenen Röhrichte und zeigen im Zustand nach der Mahd kein ausgeprägtes standortspezifisches Mikroklima, wie es sich hingegen in den Schilf- und Strandsimsen-Röhrichten erkennen läßt. Die nach der Mahd kurzrasigen Weiden sind hinsichtlich der Licht- und Feuchteverhältnisse nicht geschichtet, bezüglich der Temperatur stark schwankend in Abhängigkeit vom Verlauf der Witterung.

Vegetation und Flora

Nach GROTJAHN (1983) ist das Weserästuar durch eine Vermischung verschiedener mariner, brackischer und limnischer Arten gekennzeichnet. Die in Küstensalzwiesen natürliche Zonierung in Queller-, Andel- und Rotschwingelzone ist also nicht gegeben. Nach der Häufigkeit dominieren die Binnenland- und Brackwassergesellschaften, die Küstengesellschaften treten zurück und sind nur auf den Spülfeldern in größerem Umfang vorhanden.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Im folgenden Überblick über den Pflanzenbestand der untersuchten Ästuarwiesen sind die Änderungen der Nomenklatur einiger Pflanzenarten nach GARVE & LETSCHERT (1991) berücksichtigt.

Die Angaben zu den Vegetationseinheiten beziehen sich auf die von CORDES (1987) und VAGTS et al. (1992) im Untersuchungsgebiet erstellten vegetationskundlichen Daten.

1. Lolio cynosuretum nach Oberdorfer 1983 (Weidelgras – Weißkleeweide) – Küstenvariante

Im Außendeichsland nimmt diese Pflanzengesellschaft die größte Fläche ein und findet sich v.a. auf den höher gelegenen Bereichen. Sie wird charakterisiert durch *Lolium perenne*. Die Weidelgras-Weißkleeweide gehört zu den häufigsten Wirtschaftsweiden im Binnenland, ist aber infolge intensiver Nutzung oft stark verarmt. Aspektbestimmende Arten sind *Leontodon autumnalis, Hordeum secalinum, Trifolium repens, Taraxacum officinalis, Carum carvi, Bromus hordeaceus* und *Rumex crispus*. Halophyten treten nur vereinzelt hinzu.

2. Agrostion stoloniferae nach Oberdorfer 1983 (= Agropyro – Rumicion Nordh. 1940 und Tx. 1950)

In diesem Verband werden Flut- und Feuchtpionierrasen zusammengefaßt. Diese Pflanzengesellschaft bildet sich auf nassen, nährstoffreichen Böden und erträgt zeitweilige Überschwemmungen. Niedrigwüchsige mehrjährige Arten dominieren. Auf den Außendeichswiesen nimmt das Agrostion stoloniferae eine etwa gleichgroße Fläche ein wie die Weidelgras-Weißklee -Weide.

In dieser Gesellschaft tritt die in der Roten Liste von Niedersachsen und Bremen als stark gefährdet eingestufte Art *Alopecurus bulbosus* auf, sowie einige Glyko- und Halophyten, als steter Begleiter das Schilf *(Phragmites australis)*.

3. Puccinellietum distantis nach Preising 1990

In den Wiesenflächen findet sich diese Pflanzengesellschaft nur zerstreut, meist am Deichfuß. Sie ist eine „Anfangsgesellschaft" (TÜXEN 1974, 1979) auf offenen Schlickböden und verträgt gelegentliche Überflutung. Stete Arten sind der Salzschwaden *(Puccinellia distans)* und die Salz-Schuppenmiere *(Spergularia salina)*, in geringer Menge auch Andel *(Puccinellia maritima)* und Strandaster *(Aster tripolium)*. Im Untersuchungszeitraum breitete sich diese Gesellschaft v.a. auf dem nördlichen Spülfeld aus und hatte hier bis 1988 z.T. die *Spergularia* – Gesellschaft verdrängt.

4. Scirpetum maritimi nach Preising 1990 = Bolboschoenetum maritimi nach Tüxen 1937

Es ist das charakteristische Brackröhricht im Tidebereich der Flüsse, dessen dominante Art, die Strandsimse *(Scirpus maritimus)* oft einartige Bestände bildet. Im Untersuchungsgebiet sind aber auch Salzwiesen-Arten eingewandert, wie die Strandaster *(Aster tripolium)*. Umfangreiche Bestände von *Scirpus* finden sich besonders in tonigeren tieferen Abschnitten auf den Spülfeldern.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

5. Agropyretum pungentis = Elymetum pycnanthemum nach Dierßen et al. 1988

Dieser Strandqueckenrasen wächst oberhalb der MThW-Linie auf sandigem Boden oder sandigem Schlick, im Untersuchungsgebiet auf dem mittleren Spülfeld in der Nähe der Uferkante und bildet hier einen Saum. Neben der Dünenquecke *(Agropyron pungens = A. littoralis)* sind Spießmelde *(Atriplex hastata)*, Strandmelde *(Atriplex littoralis)* und einige weitere Salzwiesen-Arten kennzeichnend.

6. Spergularia-Gesellschaft (Vorstufe des Puccinellietum distantis)

Diese Pioniergesellschaft wächst auf offenen Böden, zeigt eine geringe Gesamtdeckung und ist vergleichsweise artenarm. Die Bestände auf den Spülfeldern gingen im Zuge der Sukzession bis zum Jahre 1988 stark zurück.

7. Cotula-Gesellschaft nach Dierßen et al. 1988

Kennzeichnend für nasse, nährstoffreiche Böden, besonders im Brackwasserbereich, fand sich diese Pioniergesellschaft in geringer Flächenausdehnung auf den Spülflächen, wurde aber gegen Ende der Untersuchung durch Ausbreitung des Röhrichts stark verdrängt.

8. Phragmitetum australis Schmale 1939

Das Schilfröhricht breitete sich v.a. auf den ungenutzten Flächen (Gräben, entlang der Weidezäune) aus. Im Brackwasserbereich wird *Phragmites* weniger hochwüchsig (bis maximal 1.5 m) und von Küstenarten wie *Aster tripolium* und *Cochlearia* anglica begleitet.

9. Artemisietum maritimae nach Preising 1990

Diese Vegetationseinheit säumt die sandigen Wegränder am Deckwerk.

10. Puccinellietum maritimae nach Preising 1990

Diese Andelgrasflur besiedelt vereinzelt kleine Bulten auf den Wattflächen, begleitet von einigen Salzzeigern wie *Cochlearia anglica* oder *Aster tripolium*.

11. Juncetum gerardii nach Preising 1990

Zusammen mit einer Vielzahl von Halophyten und *Festuca rubra* tritt diese Gesellschaft v.a. in den Senken des Grünlandes auf, wo der Boden schlickig und weniger salzhaltig ist als in den Wattbereichen.

12. Ruderal-Arten

Entlang der Uferbefestigung und auf den über MThW sedimentierten Abschnitten der Spülfelder kam es bis 1988 zur Entwicklung streckenweise dichter Bestände von Ruderalarten, die aber nicht als bisher beschriebene Pflanzengesellschaften zusammmenzufassen sind.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Die flächendominierenden Vegetationseinheiten der Mähweiden sind als nutzungsbedingte Ersatzgesellschaften anzusehen. Die unter agrarisch- unbeeinflußten Verhältnissen sich wahrscheinlich hier großflächig etablierenden Röhrichte beschränken sich im Untersuchungsgebiet auf einige Bereiche der Spülfelder und Wattflächen, die landwirtschaftlich ungenutzt sind. In diesen Eulitoralbereichen sind auch die meisten der oben genannten küstenspezifischen Pflanzengesellschaften anzutreffen.

Durch die vegetationskundliche Charakterisierung des Gebiets wird die besondere Stellung der Ästuarwiesen innerhalb der räumlich benachbarten Ökosysteme von Salz- und Süßwiese deutlich. Nähert sich das landwirtschaftlich genutzte Wiesenland eher dem Typus der salzfreien Feuchtwiese an, so zeigen die im Wattbereich liegenden Flächen größere Ähnlichkeiten zu den von Salz und Überflutung geprägten Küsten-Salzwiesen.

Strukturell läßt sich das Untersuchungsgebiet in drei Typen untergliedern:

1. Die Außendeichswiesen sind Grasgesellschaften ± einschichtiger Struktur, deren Wuchshöhe bis zur ersten Mahd ein Maximum erreicht und danach, als Folge weniger Wochen später einsetzender Beweidung, in einem Zustand von wenigen Dezimetern Höhe stagniert.
2. Reicher strukturierte Bereiche finden sich auf den Mähweideflächen nur in linienförmigen Saumstrukturen entlang der Gräben und punktuell an Weidezäunen.
3. Die vor der Uferkante in Richtung Weser gelegenen Spülfelder sind Bereiche sehr unterschiedlicher struktureller Diversität: hochwüchsige Strandsimsen-Röhrichte wechseln ab mit niedriger Halophytenvegetation geringen Deckungsgrades.

Untersuchungsflächen, Methoden, Material und Determination

Untersuchungsflächen

Bedingt durch unterschiedliche Fragestellungen war auch die Lage der Probeflächen über den gesamten Untersuchungszeitraum nicht einheitlich:

1. im Rahmen der Untersuchung im Zeitraum 1985–88 wurden 4 Hauptprobeflächen ausgewiesen, die jeweils deichnah, mittig und ufernah abgekäschert wurden (Abb. 3),
2. bei der Beurteilung der Nutzungsvarianten im Weddewardener Außendeichsbereich (1989–91) stand besonders die kleinräumige Erfassung der Zikadenfauna im Vordergrund. Hier wurden die beschriebenen Flächen (Zone 1 – 4) mit unterschiedlichen Nutzungsvarianten beprobt. Darüberhinaus erfolgte eine Beprobung der Spülfelder. Die Fangergebnisse sind in Tab. 1 dargestellt, werden hier aber nicht ausführlicher erörtert.

Käschermethode

In Grasgesellschaften ist nach KONTKANEN (1950) das Artenspektrum mit 50 Doppelschlägen annähernd vollständig erfaßt.

Mit einem Streifnetz von 30 cm Durchmesser und 1 m Stocklänge wurde die Krautschicht mit 50 Doppelschlägen pro Probefläche abgestreift. Aufgrund der Kleinräumigkeit der Untersuchungsflächen kam es nicht zu Parallelproben, um nicht zu viele Tiere aus den Flächen zu dezimieren. Die Probenahme erfolgte in etwa 14tägigem Abstand, wobei es allerdings bei schlechter Wetterlage zu Verschiebungen der Termine kam. Bei

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

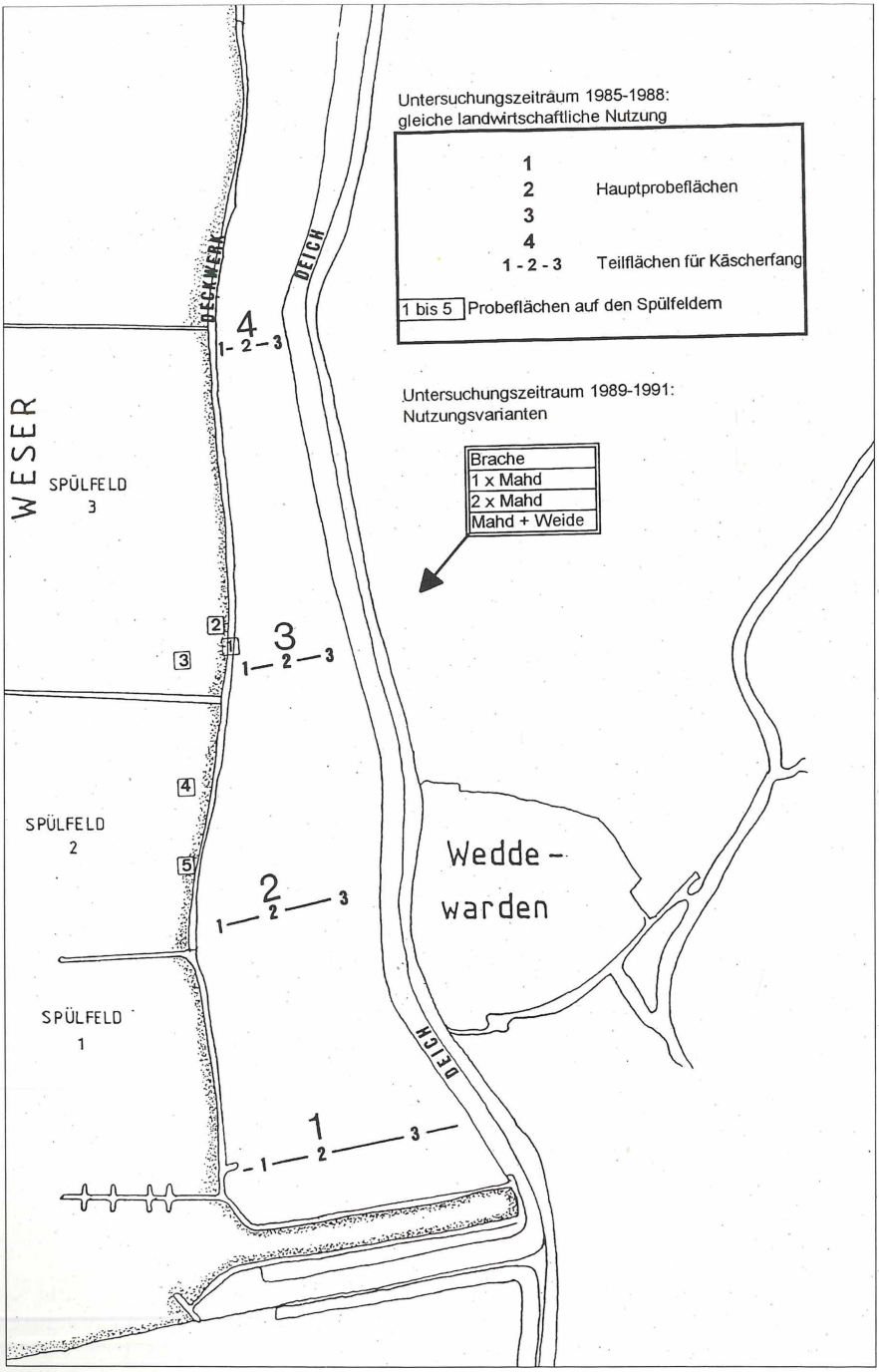

Abb. 3: Lage der Probeflächen in den Außendeichswiesen und Spülfeldern

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

regnerischem Wetter mußte die Probenahme unterbleiben, da sich ein Großteil der Tiere dann in die bodennahe Zone zurückzieht, der Fangbeutel naß wird und unzulängliche Ergebnisse zu erwarten sind. Bei stärkerem Wind wurde immer gegen die Windrichtung gestreift, um ein Aufblähen des Fangbeutels zu gewährleisten.

Alle im Streifnetz gefangenen Tiere wurden in Plastikbeutel überführt, mit Essigäthylester abgetötet und im Labor aussortiert. Diese Erfassungen mit dem Streifnetz erfolgten über den gesamten Untersuchungszeitraum 1985 – 91.

Saugmethode

Von 1989 – 91 wurden Saugproben mit einem durch einen Zweitaktmotor betriebenen, in den USA gefertigten „d - vac" Sauggerät der Firma „ecotech" genommen.

Der auf dem Rücken getragene Motor saugt dabei über eine flexible Rohrverbindung die Tiere in einen Fiberglaszylinder, an dessen Ende das Tiermaterial in einem Gazebeutel festgehalten wird. Mit dem Fangzylinder wurde dabei jeweils eine Fläche von 1 m^2 abgesaugt, die durch ein über die Vegetation gelegtes Quadrat aus Holzleisten markiert und abgegrenzt worden war. Dabei kam es jeweils zu drei Parallelproben. Bei eingeschaltetem Motor wurde der Fangaufsatz mehrfach in der Vegetation horizontal in der Höhe des oberen Pflanzenhorizonts hin und her geführt und anschließend in der Vertikalen von den Vegetationsspitzen bis zum Boden. Das flüchtige Absaugen in der Horizontalen erfolgte, um leicht flüchtige Tiere mitzuerfassen, das Saugen in der Vertikalen, um den Fang aller Tiere bis zur Bodenoberfläche zu gewährleisten. Die Effizienz dieses Geräts wird nur in Beständen mit längerem Gras deutlich herabgesetzt (HENDERSON & WHITACKER 1977).

Bei beiden Sauggeräten wurden die Beutel in mit Essigäthylester versehene Plastikbeutel überführt und das Tiermaterial anschließend in Äthanol konserviert.

Material und Determination

Proben aus Saug- und Käscherfängen wurden hinsichtlich der Zikaden ausgewertet. Insgesamt wurden dabei 17 303 Zikaden bestimmt.

Der Schwerpunkt der Analyse lag bei den Käscherproben, da mit dieser Methode bei weitem am meisten Individuen gefangen wurden.

Die Determination erfolgte nach OSSIANNILSSON (1978, 1981, 1983), LE QUESNE (1960, 1965, 1969) und RIBAUT (1952). Die Nomenklatur richtet sich nach OSSIANNILSSON (1978, 1981, 1983).

Weibliche Zikaden der im Untersuchungsgebiet häufigen Gattungen *Javesella, Macrosteles* und *Psammotettix* sind bis heute unbestimmbar.

Eine Determination der Larven ist erst in den späteren Stadien der Larvalentwicklung möglich und wurde nur teilweise durchgeführt. Hierzu dienten die Arbeiten von VILBASTE (1968, 1982) WALTER (1975, 1978) und WILSON (1978).

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Artenliste und ökologische Charakterisierung der nachgewiesenen Arten

Die im Untersuchungsgebiet insgesamt nachgewiesenen 48 Zikadenarten werden in Tab. 1 mit ihrer Individuenzahl auf allen Flächen, nach Methoden und Jahren getrennt, aufgelistet. Jahre, in denen sowohl mit der Käscher- wie mit Saugmethode gearbeitet wurde, werden zusammengefaßt. Es sind nur die bis zur Art bestimmten Imagines aufgeführt, unbestimmbare Weibchen und Larven werden in Tab. 1 nicht berücksichtigt.

Die Gruppierung der Arten erfolgte grob nach "euryök", "Arten feuchter Biotope", "Arten mit einer Präferenz für salzbeeinflußte Biotope" sowie nach Arten, die lebensraumuntypisch sind bzw. sich nicht ökologisch zuordnen ließen.

Im folgenden werden die nachgewiesenen Arten näher ökologisch charakterisiert. Zu den Arten sind Nährpflanze und Biotopbindung angegeben, soweit bekannt. Angesichts der spärlichen Publikationen zur Autökologie der Zikaden in Mitteleuropa sollen für die im Gebiet nachgewiesenen Arten die verfügbaren Angaben zusammengestellt werden:

Anoscopus (Aphrodes) flavostriatus (Donovan, 1799)

Nach REMANE & WACHMANN (1993) eine eurytope Art, die aber ihren Schwerpunkt in Hochstaudenriedern und Feuchtwiesen hat. Nach GÜNTHART & THALER (1981) besiedelt die Art hohe Gräser und Hochstauden an der Pflanzenbasis. Die Wirtspflanzenbindung ist weitgehend unbekannt, vermutlich relativ polyphag.

Anoscopus (Aphrodes) limicola Edwards, 1908

Nach GRAVESTEIN (1965) eine halobionte Art, die v.a. im Puccinellietum vorkommt. Die Wirtspflanzenbindung ist nicht genauer bekannt.

Anoscopus (Aphrodes) serratulae (Fabricius, 1775)

Meist auf feuchten und mittelfeuchten Wiesen schwerer Böden (REMANE 1987). Nach GÜNTHART & THALER (1981) in Glatthaferwiese an der Pflanzenbasis. Auch bei dieser Art weiß man nichts Genaueres zur Wirtspflanze.

Aphrodes makarovi Zachvatkin 1948

Nach REMANE & WACHMANN (1993) ein Taxon, bei dem ungeklärt ist, aus wievielen Biospecies es besteht. Besiedler v.a. nähr- und stickstoffreicher Böden, jedoch euryök und polyphag, auch in Feuchtgebieten und Kalkhängen.

Tabelle 1: Gesamtbilanz der Zikadenfauna auf den Außendeichsflächen im Grünland und auf den Spülfeldern 1985 – 1991

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Standort	GL	GL	GL	GL	GL	GL	GL	GL	GL + SF	GL + SF	SF	SF			
Methode	K	K+S	K	K	BF	IR	FE	K + S	K + S	K + S	K+S	K+S	Summe	Summe	Gesamt
Untersuchungszeitraum	1985	1986	1987	1988	1986	1986	1986	1989	1990	1991	85-88	1989	85 - 88	89-91	85-91
Euryöke Arten															
Aphrodes makarovi				1	1	2							4		4
Arthaldeus pascuellus	1			1	1			8	16	5	1	1	5	29	34
Arthaldeus striifrons									1					1	1
Athysanus argentarius		2											2		2
Balclutha punctata		1						2					1	2	3
Cicadula persimilis										1				1	1
Deltocephalus pulicaris		1							4				1	4	5
Edwardsiana rosae											1		1		1
Elymana sulphurella		1		1				2					2	2	4
Empoasca decipiens									1					1	1
Empoasca vitis								2						2	2
Errastunus ocellaris	13	9	8	11	16	1		1709	329	451	1	12	71	2489	2560
Javesella obscurella	1	6	4	14				6		1			25	7	32
Javesella pellucida	89	348	75	246	8	5	1	650	45	54	8	8	788	749	1537
Macrosteles cristatus									1					1	1
Macrosteles laevis		20	2	7				2	2		2		31	4	35
Macrosteles sexnotatus	21	8	27	275			1	385	74	93	10	11	353	552	905
Philaenus spumarius	38	22	70	189	5	2	1	50	49	54	44	11	382	153	535
Psammotettix confinis		5		7	1			2	4	2		1	14	8	22
Individuenzahl	163	423	186	752	32	10	3	2818	526	661	67	44	1680	4005	5685
Artenzahl	6	11	6	10	6	4	3	11	11	8	7	6	14	16	19
Arten feuchter Biotope															
Anoscopus flavostriatus								2						2	2
Anoscopus serratulae								14	1	7				22	22
Cicadella viridis				3				2					3	2	5
Cicadula flori								1						1	1
Conomelus anceps										1				1	1
Conosanus obsoletus	2				1				1	1			3	2	5
Eupteryx urticae									1					1	1
Javesella dubia	3	7	2	6				6		1			18	7	25
Macrosteles viridigriseus			1	6				8	3			1	8	11	19
Megophthalmus scanicus									1	1				2	2
Mocuellus metrius		1											1		1
Neophilaenus lineatus	15	20	24	237	3	2	2	9	32	113	3	7	313	154	467
Notus flavipennis												1	1		1
Paralimnus phragmitis				1									1		1
Stenocranus major								3			1		1	3	4
Streptanus aemulans		2		1	103	11		44	29	84		1	118	157	275
Streptanus sordidus	25	10	10	42	731	17		109	98	22	3	40	838	229	1067
Individuenzahl	45	40	37	296	838	30	2	198	166	230	7	50	1305	594	1899
Artenzahl	4	5	4	7	4	3	1	10	8	8	3	5	10	14	16
Arten mit Präferenz für salzbeeinflußte Biotope															
Anoscopus limicola										6		1	1	6	7
Chloriona glaucescens	1	2	7	125					3	3	1		136	6	142
Delphax pulchellus		1											1		1
Euides speciosa		1		3				2					4	2	6
Macrosteles horvathi*	55	27	115	1631	72	1	1	250	2	2	19	6	1927	254	2181
Macrosteles sordidipennis			1	3				1			5	4	13	1	14
Paramesus obtusifrons				1							4	20	25		25
Psammotettix putoni	1	4	1	1		1			1		3	30	41	1	42
Individuenzahl	57	35	124	1764	72	2	1	253	6	11	32	61	2148	270	2418
Artenzahl	3	5	4	6	1	2	1	3	3	3	5	5	8	6	8
Lebensraumuntypische Arten bzw. Ökologie unbekannt															
Chlorita viridula				1									1		1
Eupteryx cyclops											1		1		1
Euscelis lineolatus	1												1		1
Fagocyba douglasi				1									1		1
Individuenzahl insgesamt	266	498	347	2814	942	42	6	3269	698	902	107	155	5137	4869	10006

* wahrscheinlich keine Salzbindung (s. Text)

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Arthaldeus pascuellus (Fallén, 1826)

Eine euryöke Art, die v.a. nitrierte Grasflächen besiedelt, sowohl in trocken-warmen Biotopen wie auch in feucht-kühlen (REMANE 1958). Nach EMMRICH (1966) scheint ihr ein gewisser Salzgehalt nichts auszumachen. Wirtspflanzen sind Gräser.

Arthaldeus striifrons (Kirschbaum, 1868)

Nach OSSIANNILSSON (1983) auf Wiesen, saugt an Poaceen.

Athysanus argentarius (Metcalf, 1955)

Besiedelt nach REMANE & WACHMANN (1993) offene trockene bis feuchte Hochgrasbestände und saugt an Poceen und Dicotyledonen. Weit verbreitet und eurytop.

Balclutha punctata (Fabricius, 1775)

Nach REMANE & WACHMANN (1993) entwickelt sich die Larve in Blüten- und Samenständen von *Agrostis, Deschampsia flexuosa* usw. Biotope sind gewöhnlich Waldwege und lichter Wald.

Chloriona glaucescens (Fieber, 1866)

Die Art lebt monophag auf *Phragmites australis* (SCHÄFER 1973) und ersetzt die anderen *Chloriona*-Arten auf Salzböden an der Küste und im Binnenlande (REMANE & WACHMANN 1993).

Cicadella viridis (Linnaeus, 1758)

Nach BITTNER & REMANE (1977) gern an *Juncus effusus*, auch an *Scirpus* und *Carex*, wobei die Eiablage an basale Stengelteile erfolgt (OSSIANNILSSON 1983). Schwerpunkt in Feuchtwiesen.

Cicadula flori (Sahlberg, 1871)

Nach REMANE (1958) an *Carex*. Die Art besiedelt Sumpfwiesen, Küsten und eutrophe Verlandungsbereiche.

Cicadula persimilis (Edwards, 1920)

Nach REMANE (1987) auf stickstoffreichen, offenen Flächen und hier offenbar monophag an *Dactylis glomerata*.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Conomelus anceps (Germar, 1821)

Nach BITTNER & REMANE (1977) an *Juncus*-Arten in mehr oder weniger feuchten Flächen.

Conosanus obsoletus (Kirschbaum, 1858)

Nach BITTNER & REMANE (1977) an *Juncus*-Arten, Besiedler von Verlandungs- und Feuchtezonen.

Delphax pulchellus (Curtis, 1833)

Auf *Phragmites australis*, besonders an der Küste (OSSIANNILSSON 1978).

Deltocephalus pulicaris (Fallén, 1806)

Gramineen- und Kräuterbesiedler, der eutrophe Wiesen und alpine Matten bewohnt. Bevorzugt stickstoffhaltige Flächen und besiedelt auch intensiv genutzte Grünflächen (REMANE & WACHMANN 1993).

Edwardsiana rosae (Linnaeus, 1758)
V.a. an Rosen, andernorts auch an anderen Laubhölzern, auch an Brombeeren (REMANE 1987)

Elymana sulphurella (Zetterstedt, 1828)

Weit verbreitet und euryök, offenbar polyphag an zahlreichen Gräsern; Erstkolonisator auf Kahlschlagflächen (REMANE & WACHMANN 1993).

Empoasca decipiens (Paoli, 1930)

Nach REMANE (1987) polyphag an Stauden und Kräutern, bisweilen auch Sträuchern *(Sambucus nigra)* unterschiedlichster Pflanzenfamilien.

Errastunus ocellaris (Fallén, 1806)

Sehr häufig in stickstoffreichen Grasfluren, vom eutrophen Hochstaudenried bis in gepflegte Kunstwiesen; polyphag an verschiedensten Gräsern (REMANE & WACHMANN 1993).

Euides speciosa (Boheman, 1845)

An *Phragmites* (OSSIANNILSSON 1978), nach LINNAVOURI (1952) halophil.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Eupteryx cyclops (Matsumara, 1906)

An feuchten Stellen auf *Urtica* (REMANE & WACHMANN 1993).

Eupteryx urticae (Fabricius, 1803)

Auf *Urtica*-Beständen schattiger bis halbschattiger Standorte, auf offenen besonnten Standorten lebt die verwandte Art *E. calcarata* (REMANE 1987).

Euscelis lineolatus (Brullé, 1832)

Lebt an Leguminosen (REMANE & WACHMANN 1993).

Fagocyba douglasi (Edwards, 1878)

Morphospezies, polyphag an verschiedenen Laubhölzern (REMANE 1987).

Javesella dubia (Kirschbaum, 1868)

An verschiedenen Gramineen feuchter bis mittelfeuchter, offener bis schattiger Standorte (REMANE & WACHMANN 1993).

Javesella obscurella (Boheman, 1847)

An Salzstellen, Flachmooren, Wäldern, Waldlichtungen und Wiesen (KUNTZE 1937).

Javesella pellucida (Fabricius, 1794)

Nährpflanzen sind verschiedene Gramineen, euryök auf Grasfluren, nitroexistent. Eine der häufigsten Delphacidenarten und überall verbreitet. Die Art besiedelt nach Ausbreitungsflügen Pioniervegetation und kultivierte Flächen (REMANE & WACHMANN 1993).

Macrosteles cristatus (Ribaut, 1927)

Überall, auf Wiesen; euryök und polyphag (REMANE 1987).

Macrosteles horvathi (Wagner, 1935)

Nach EMMRICH (1966) halophil an *Eleocharis* spec. oder *Juncus gerardii.*

Macrosteles laevis (Ribaut, 1927)

Euryöke Art, schneller Besiedler mehr oder weniger früher Sukzessionsstadien, kommt auf trockenen bis feuchten Standorten vor (BITTNER & REMANE 1977).

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Macrosteles sexnotatus (Fallén, 1806)

An feuchten Orten, besaugt Gräser und Binsen (REMANE 1958).

Macrosteles sordidipennis (Stål, 1858)

Gilt als halophil, tritt aber nicht nur an der Küste auf, wenn seine bevorzugte Wirtspflanze, *Puccinellia distans*, auch im Binnenlande vorkommt (MÜLLER 1985).

Macrosteles viridigriseus (Edwards, 1922)

An Gräsern feuchter Orte (REMANE & WACHMANN 1993).

Megophthalmus scanicus (Fallén, 1806)

Auf Wiesen, hier auf mesophilen und hygrophilen Graslandtypen (OSSIANNILSSON 1981), nach GÜNTHART & THALER (1981) in feuchten Wiesen an der Pflanzenbasis.

Mocuellus metrius (Flor, 1861)

Nach REMANE (1958) monophag auf *Typhoides arundinacea.*

Neophilaenus lineatus (Linnaeus, 1758)

Eine häufige, polyphage Art an Gramineen und Cyperaceen feuchter bis mittelfeuchter Biotope (REMANE 1958).

Notus flavipennis (Zetterstedt, 1828)

An *Carex* (REMANE 1958), in feuchten Wiesen, an Waldtümpeln und Ufern (OSSIANNILSSON 1981).

Paralimnus phragmites (Boheman, 1847)

Nach SCHÄFER (1973) monophag auf *Phragmites australis.*

Paramesus obtusifrons (Stål, 1853)

Nach OSSIANNILSSON (1983) an *Juncus maritimus* und *Scirpus maritimus.*

Philaenus spumarius (Linnaeus, 1758)

Sehr häufige polyphage und euryöke Art; Larven an vielen Pflanzen der Niedervegetation, aber auch an Büschen (REMANE & WACHMANN 1993).

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Psammotettix confinis (Dahlbom, 1850)

Nach BITTNER & REMANE (1977) möglicherweise mehr als eine Art. Euryök, Besiedler von Gras- und Ruderalfluren stickstoffhaltiger Böden, v.a. an Gramineen.

Psammotettix putoni (Then, 1898)

Nach REMANE (1965) an Salzwiesen mit dem Andelgras *Puccinellia maritima* gebunden.

Stenocranus major (Kirschbaum, 1868)

Nach BITTNER & REMANE (1977) an *Typhoides arundinacea* gebunden und damit an nährstoffreiche feuchte Flächen; univoltin; im Herbst verläßt ein Teil der Population den Nährpflanzenbestand und fliegt zu Überwinterungsplätzen, im Frühjahr Rückflug, in diesen Zeiten auch in anderen Biotopen!

Streptanus aemulans (Kirschbaum, 1868)

An Gramineen; Hochgrasbesiedler in Dünen, Sumpfgebieten und landwirtschaftlich beeinflußten Flächen (REMANE & WACHMANN 1993).

Streptanus sordidus (Zetterstedt, 1828)

Gramineen-Besiedler, in feuchten bis schattigen Grasfluren (REMANE & WACHMANN 1993). Nach EMMRICH (1966) scheint der Art ein gewisser Salzgehalt nichts auszumachen, sie wurde v.a. auf Salzbinsen-Rasen nachgewiesen.

Methodischer Vergleich nach Käscher- und Saugproben hinsichtlich Dominanzgefüge und Besiedlungsdichten

Die Fangeffizienz der Käscher- und Saugmethode (im folgenden als K bzw. S abgekürzt) wurde 1989 bei gleicher Tageszeit (früher Nachmittag bei sonnigem Wetter), pflanzensoziologisch identischen und als Mähweide genutzten Flächen verglichen. Die Probestellen lagen auf Fläche 3 (Abb. 3).

Um Nutzung und Wuchsaspekt dieser Mähweide berücksichtigen zu können, wurden jeweils Proben genommen:

- kurz vor der Mahd (14.06. 1989 bei ca. 50 cm hoher Vegetation),
- ca. 4 Wochen nach der Mahd (08.08.1989 bei noch sehr kurzer Grasnarbe), und
- ca. 7 Wochen nach der Mahd (30.08.1989, keine Beweidung; Wuchshöhe um 30 cm).

Für die K-Proben wurden drei Flächen parallel versetzt abgefangen, bei den S-Proben neun Parallelfänge von je 1 m^2 genommen. Um für die K-Fänge einen Flächenbezug herzustellen, wurde das abgefangene Areal auf folgende Weise relativ grob geschätzt:

- Durchmesser des Käschers: 30 cm;
- pro Doppelschlag abgefangene Linie: (ca.) 60 cm;
- die pro Doppelschlag gestreifte Fläche von 1800 cm^2 ergibt bei 50 Schlägen eine insgesamt erfaßte Fläche von ca. 9 m^2 pro Probe.

Die Individuenzahlen wurden dann auf 1 m^2 umgerechnet.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

▌ = Artenzahl (s. y-Achse rechts)
□ = Individuenzahlen (s. y-Achse links) nach Saugfängen;
▨ = Individuenzahlen nach Käscherfängen (K), eingezeichnet ist jeweils die Standardabweichung.
Unter den Achsen schematisch die Vegetationshöhe

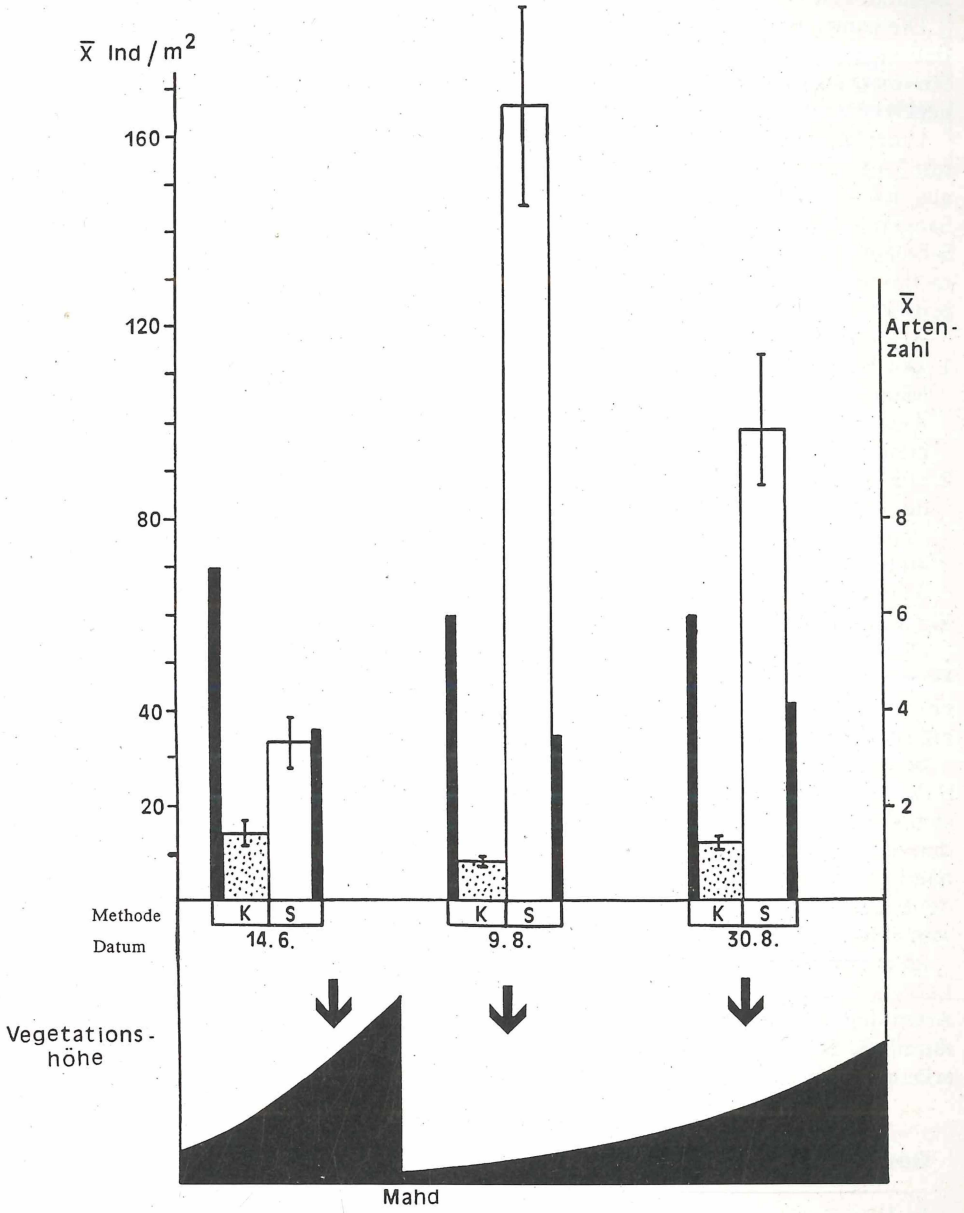

Abb. 4: Durchschnittliche Besiedlungsdichte der Zikaden nach Käscher- und Saugproben an drei Probeterminen 1989

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Die auf diese Weise ermittelten Besiedlungsdichten und Artenzahlen pro Probe an den 3 Fangtagen (Abb. 4) sind je nach eingesetzter Methode unterschiedlich.

Nach den S-Proben sind die Besiedlungsdichten insgesamt wesentlich höher als nach den K-Proben und zwar um so ausgeprägter, je geringer die Wuchshöhe des Pflanzenbestandes ist.

Die mangelhafte Fangeffizienz der K-Methode erklärt sich vor allem aus der Tatsache, daß sich auf kurzrasigen Flächen viele Zikaden bodennah aufhalten und mit dem Streifnetz schlecht erfaßt werden. Der auf dem Boden aufgesetzte Saugapparat führt hingegen zu wesentlich höheren Dichtewerten.

Umgekehrt war die ermittelte Artenzahl nach K in jedem Falle höher. Während nach S nur 3 – 4 Arten pro Probe auftraten, waren es nach K 6 – 7 Zikadenarten. Dies erklärt sich aus dem größeren Erfassungareal des Käschers, das ca. neunmal größer ist als die durch Saugen abgefangene Probefläche. Die relativ geringen Standardabweichungen der K- und S-Proben legen zugleich nahe, daß der methodische Fehler bei gleichen Probenahmemethoden immer gleich bleibt. Damit scheint die Interpretation der oben dargestellten Schwankungen von Dominanz, Artenspektrum und Phänologie erlaubt.

Als Schlußfolgerung aus diesem Vergleich ergibt sich:

1. Der Käscherfang gibt die Besiedlungsdichten von Zikaden, zumindest kurz nach der Mahd, nur unzureichend wieder. Dafür eignet sich die Methode aber, um das Artenspektrum eines größeren Biotopausschnittes bei relativ geringem Arbeitsaufwand zu erfassen.
2. Die Saugmethode arbeitet mit wesentlich höherer Effizienz, um Abundanzschätzungen der Zikadenfauna vorzunehmen. Wegen des kleinflächigen Areals läßt sich das vollständige Artenspektrum eines Lebensraums aber nur bei sehr hohem Probeumfang erfassen.

Aus diesen Gründen ist immer ein kombinierter Einsatz beider Methoden bei einer Erhebung zu Arten- und Individuenverhältnissen eines Biotopausschnitts anzuraten.

Die parallel mit zwei Methoden beprobten Flächen lassen sich auch hinsichtlich der Dominanzstrukturen vergleichen (Abb. 5). Da S alle Straten der Krautschicht relativ gleichmäßig und vollständig erfaßt und K besonders im oberen Vegetationshorizont fängig ist, ergeben sich Hinweise auf eine räumliche Nischenseparation.

Beim Vergleich der Methoden fällt auf, daß die beiden *Macrosteles*-Arten in den S-Proben nur vereinzelt auftreten, wogegen *Errastunus ocellaris* hier die bei weitem höchsten Werte erreicht und in den K-Proben fast ganz fehlt. Am 09.08., dem Zeitpunkt, an dem die Larven der zweiten Generation der Art in hohen Dichten vorliegen, treten sie häufig in den S-Proben, dagegen selten in den K-Proben auf. Am 30.08. hat der größte Teil der Population das Imaginalstadium erreicht, Larven sind kaum noch vorhanden. Zu diesem Zeitpunkt sind die Dominanzspektren zwischen K und S am ähnlichsten.

Es deutet sich aus diesem Vergleich an, daß sich *Errastunus ocellaris* – besonders als Larve – bevorzugt in den unteren Vegetationsbereichen aufhält, die beiden *Macrosteles*-Arten dagegen eher die oberen Bereiche der Vegetation besiedeln. Ein Hinweis auf eine räumliche Separation der Arten, die sich aus dem kombinierten Einsatz beider Methoden erkennen läßt.

Gesamtbilanz der Fänge 1985 – 91: Ökologische Gruppen in ihrer Häufigkeit

In beiden Untersuchungszeiträumen (1985–88 und 1989–91) wurden insgesamt 48 Arten ermittelt, von denen 19 als euryök einzustufen sind. Bezogen auf die Individuenzahlen wird ca. 50% der Gesamtfänge von euryöken Arten gestellt. *Errastunus ocellaris*, als

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

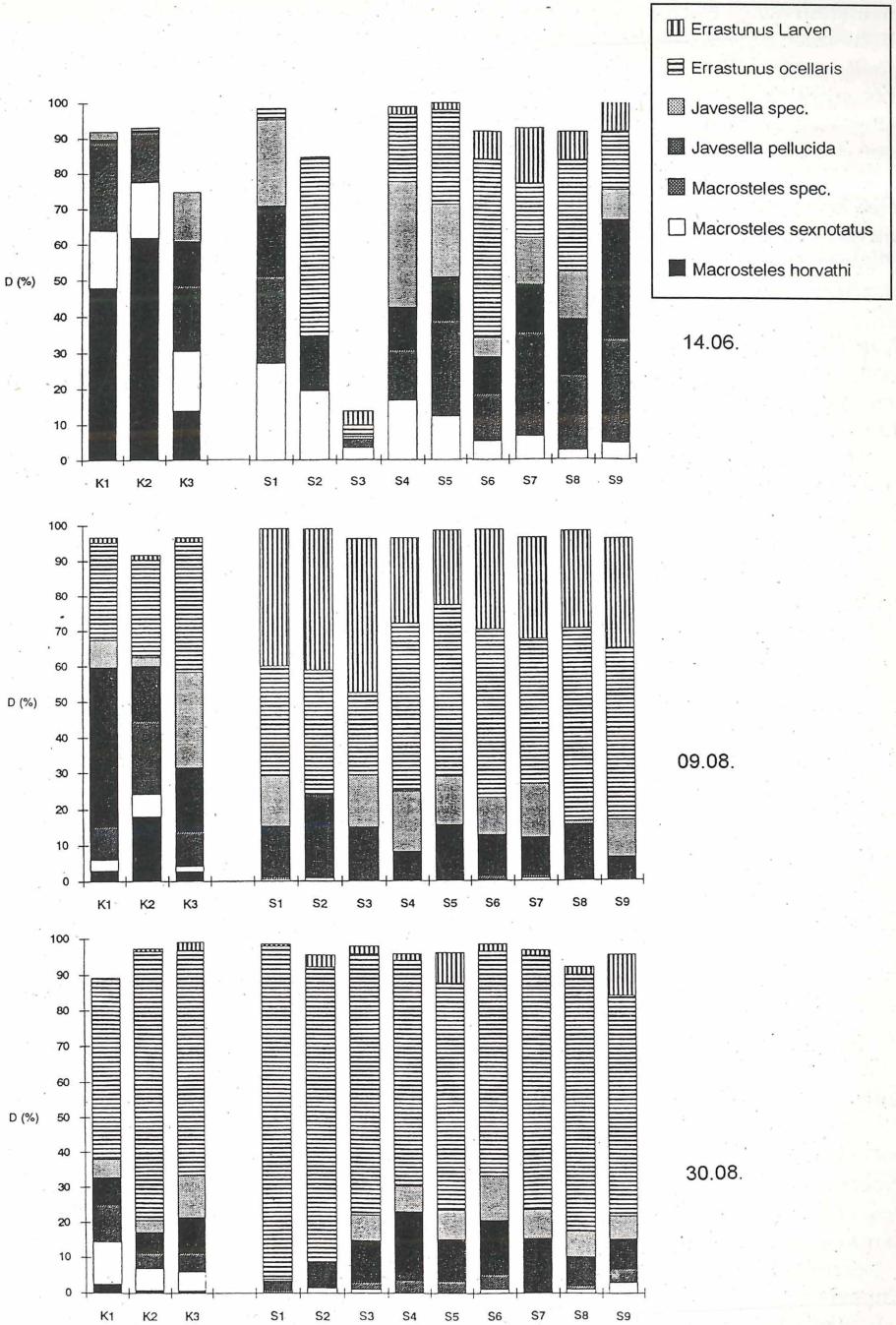

Abb. 5: Dominanz (in %) der häufigsten Zikadenarten nach Saug- (S) und Käscherproben (K) an 3 Probeterminen 1989

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

nährstoffreiche Flächen bevorzugender Gramineensauger, erreicht dabei mit 2560 Individuen die höchsten Werte, gefolgt von *Javesella pellucida*. In großer Häufigkeit festgestellt wurden auch die ubiquitären Arten *Macrosteles sexnotatus* und *Philaenus spumarius*. Etwa 1/5 des Individuengesamtaufkommens wird von Arten gebildet, die als hygrophil eingestuft wurden. Unter ihnen bei weitem am häufigsten ist *Streptanus sordidus*, gefolgt von der Schaumzikade *Neophilaenus lineatus*.

Die Einteilung nach „Salzarten" ist nicht unproblematisch, da bei vielen Arten über eine echte Bindung an Salzstandorte keine hinreichenden Informationen verfügbar sind, meist handelt es sich um bloße Fundnachweise. Als echte „Salzwiesenarten" können nur *Psammotettix putoni* und *Anoscopus limicola* gelten, die jedoch auf den Grünlandflächen nur sehr vereinzelt angetroffen wurden. Die mit Abstand höchsten Individuenzahlen unter den als „Salzarten" eingestuften Spezies erreicht *Macrosteles horvathi*, eine nach der Literatur an *Juncus gerardii* saugende Zikadenart. Eine Halophilie muß aber in Frage gestellt werden, eher ist die Art als rascher Besiedler gestörter Flächen einzuordnen, ohne spezifische Bindung an Salzstellen (REMANE, mdl. 1994). Von daher ist die ökologische Einstufung von 8 Salzarten im Untersuchungsgebiet nur mit Vorbehalten zu betrachten.

Bei der insgesamt für Grünlandstandorte recht hohen Artenzahl von 48 Zikadenspezies ist ein Teil der Arten sicher nicht indigen. Viele Arten tauchen nur in einem oder wenigen Exemplaren auf und müssen als Einflieger bzw. Irrgäste gewertet werden. Dazu zählen z.B. Gehölzbesiedler wie *Edwardsiana rosae*, die auf den Spülflächen nachgewiesen wurde.

Die Ergebnisse der Erhebungen werden im folgenden getrennt nach den Untersuchungszeiträumen dargestellt:

1985–88, in denen vorwiegend gleich bewirtschaftete Flächen beprobt wurden. Der Schwerpunkt liegt hier bei Aspekten der Variation des Arten- und Individuenaufkommens und methodischer Probleme, sowie 1989–91, in denen die Nutzungsvarianten im Vordergrund standen.

Die für den ersten Untersuchungszeitraum dargestellten Aspekte sind für den zweiten Teil insofern bedeutsam, als die Frage nach der Zuverlässigkeit und Schwankungsbreite von Daten auf parallelen Erhebungsflächen fundamental für die Interpretation von Untersuchungen auf Extensivierungsflächen ist. Werden nämlich nur wenige Flächen beprobt, kann es aufgrund der statistisch nicht erfaßten Variation der Daten zu eklatanten Fehlinterpretationen kommen. Dies ist bei gängigen Kartierungen über nur ein Jahr häufig der Fall.

Ergebnisse der Untersuchung 1985 – 88 (gleiche Bewirtschaftungsweise)

Dominanz und Dominantenidentität

Ökologische Dominanten lassen sich sehr einfach über die Individuenzahlen aus den Proben ermitteln, sofern diese den tatsächlichen Verhältnissen im Freiland gerecht werden und nicht z.B. aktivitätsabhängige Größen in die Werte mit einfließen. Dies ist bei den Käscherfängen weitgehend gewährleistet.

Neben dem Vergleich der Teilflächen werden auch Unterschiede zwischen den vier Untersuchungsjahren hinsichtlich ihrer Zikaden-Dominanzverhältnisse beleuchtet.

In Abb. 6 sind die Dominanzstrukturen graphisch dargestellt. In der letzteren Klasse sind, abweichend von HEYDEMANN (1953), Subdominante und Rezedente wegen der geringen Fangzahlen zusammengefaßt.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Durch den Vergleich über vier Untersuchungsjahre und aller zwölf Flächen soll gezeigt werden, welche Arten bestandsbildend, wie groß die annualen Schwankungen und wie stark die Unterschiede zwischen den Flächen sind.

Da die Einzelflächen sich sowohl floristisch als auch bodenkundlich sehr ähneln, soll geprüft werden, ob sich die Homogenität auch in den Dominanzgarnituren widerspiegelt.

1985, einem Jahr sehr geringer Zikadenabundanzen, ist *Javesella pellucida* auf zehn der zwölf Teilflächen eudominant und erreicht 1986 auf allen Flächen die höchste Individuenzahl. 1987 erscheint das Dominanzgefüge ähnlich wie 1985 recht heterogen, da unterschiedliche Arten auf verschiedenen Teilflächen Eudominante bilden. Im folgenden Jahr 1988 bilden die beiden *Macrosteles*-Arten (*M. sexnotatus* und *M. horvathi*) jeweils Eudominanten, *J. pellucida* ist nur noch auf sechs der zwölf Teilflächen mit mehr als 10 % Dominanz vertreten.

Dieses wechselnde Bild der Dominanzstrukturen im Verlauf von vier Jahren gilt in ähnlichem Maße, wenn die zwölf Teilflächen untereinander verglichen werden. Es kommt zu starken Wechseln der Dominanzanteile von *Macrosteles horvathi*, *Macrosteles sexnotatus*, *Javesella pellucida* und *Philaenus spumarius*, auf einigen Flächen treten auch *Streptanus sordidus* und *Errastunus ocellaris* als Eudominante hinzu.

Aus den Ergebnissen ergibt sich:

1. Nur 1–3 Arten bilden einen hohen Anteil der Gesamtabundanz;
2. Von der für Störstellen charakteristischen Art *M. horvathi* abgesehen, dominieren auf allen Flächen euryöke Ubiquisten.
3. Es treten starke Schwankungen der Dominanzverhältnisse sowohl in der Jahresabfolge als auch zwischen den Teilflächen untereinander auf. Ein Muster konstant auftretender Dominanzstrukturen ist somit nicht feststellbar. Zwar prägen immer dieselben Arten das Gesamtbild der Eudominanten, aber ihr Dominanzrang untereinander ist weder innerhalb der Teilflächen noch zwischen den Jahren konstant, mit Ausnahme des Jahres 1986, in dem *Javesella pellucida* auf allen Flächen einheitlich die Art mit der höchsten Dominanz war.
4. Als Folgerung aus diesem Ergebnis ergibt sich, daß eine Erfassung der Zikadenfauna über nur eine Vegetationsperiode keinerlei Prognostizierbarkeit im Hinblick auf die Dominanzverhältnisse anderer Jahre gewährleistet, sondern nur die realen Verhältnisse eines engbegrenzten Zeitraumes unter dem Einfluß ganz bestimmter makroklimatischer Verhältnisse wiederzugeben vermag.
5. Einschränkend bleibt jedoch methodenkritisch zu erwägen, daß auch die Unzulänglichkeit des Käscherns zu berücksichtigen ist. Es könnte zu tageszeitlichen Verschiebungen in der Besetzung verschiedener Strata kommen, so daß die Ergebnisse Dominanzstrukturänderungen nur vortäuschen. Auch ist die Vegetationszusammensetzung bei den Einzelproben nie genau gleich, ebensowenig wie das Relief und damit das Ökoklima, das für die starken Besiedlungsunterschiede verantwortlich sein kann.

Ebenso ist durchaus, zumindest zeitweise, von einem geklumpten Auftreten der Individuen in den Probeflächen auszugehen. Während der Paarungszeit halten sich die Tiere nahe beieinander auf, da die Reichweite ihrer Schallrezeption nur wenige Dezimeter oder Meter beträgt (REMANE, mdl. 1994).

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

eudominant = > 10 % der Gesamtindividuenzahl

dominant = 5 - 10 % „ „

subdominant + rezedent = < 5 % „ „

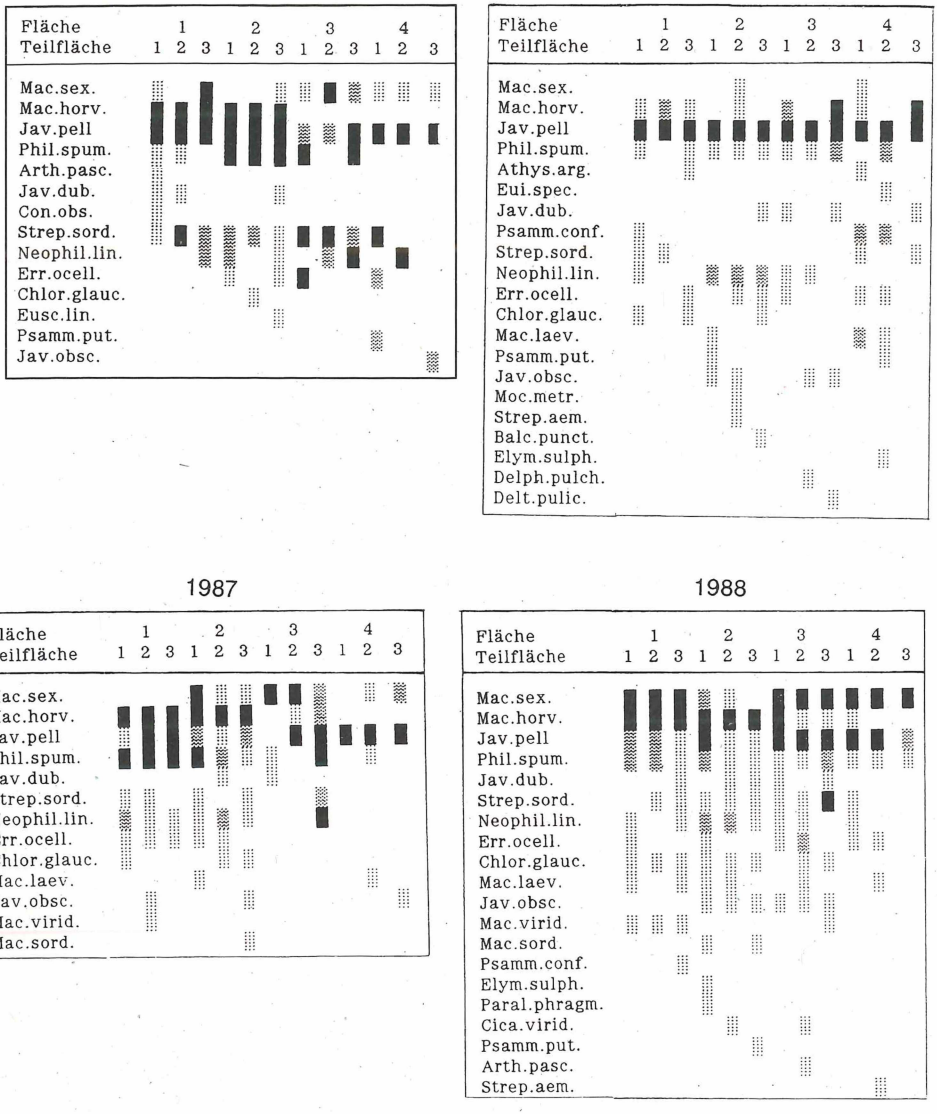

Abb. 6: Dominanzklassen der Zikaden auf den Untersuchungsflächen 1985 – 1988

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Populationsdynamische Aspekte

Der phänologische Aspekt auf den Teilflächen im Vergleich der vier Jahre wird in Abb. 7 a–c dargestellt, wobei jeweils die ufernahen (Abb. 7 a), mittigen (Abb. 7 b) und deichnahen Flächen (Abb. 7 c) dargestellt sind.

Da die meisten Zikadenarten im Untersuchungsgebiet bivoltin sind, ist im Verlauf der Vegetationsperiode ein zweigipfeliger Verlauf der Abundanzkurven zu verzeichnen. Die Differenzen zwischen den Teilflächen sind dabei enorm. Auf den ufernahen Flächen kommt es z.B. 1986 auf Fläche 1.1. zu einem starken Anstieg der Abundanzen Ende Juni und schon Mitte August zu einem starken Rückgang, während die anderen ufernahen Flächen (2.1. – 4.1.) nur eher geringe Individuenzahlen zeigen.

Auf einigen Teilflächen bleiben die Abundanzen in allen Jahren extrem gering, wie auf den Flächen 4.1. und 3.2. Extrem hohe Werte zeigen sich auf den Flächen 2.2. und 2.3. im Jahre 1988, in denen es zu ca. 1000 Individuen pro Probe kam, bedingt durch die Massenentwicklung der Art *Macrosteles horvathi* (Abb. 8).

Die starken Schwankungen der Populationsverläufe lassen sich wohl v.a. durch die jeweils unterschiedlichen Witterungsbedingungen erklären, reagieren doch Zikaden äußerst sensibel auf die makroklimatischen Gegebenheiten (MÜLLER 1978). So ist wohl das insgesamt feucht-kühle Jahr 1985 (s. Abb. 2) für die insgesamt sehr niedrigen Populationsstärken verantwortlich zu machen. 1988 hingegen muß als ein für viele Arten günstigeres Jahr angesehen werden, in dem es zu den oben erwähnten „Massenentfaltungen" von *Macrosteles horvathi* auf zwei Teilflächen kommen konnte. Auffällig und aus der

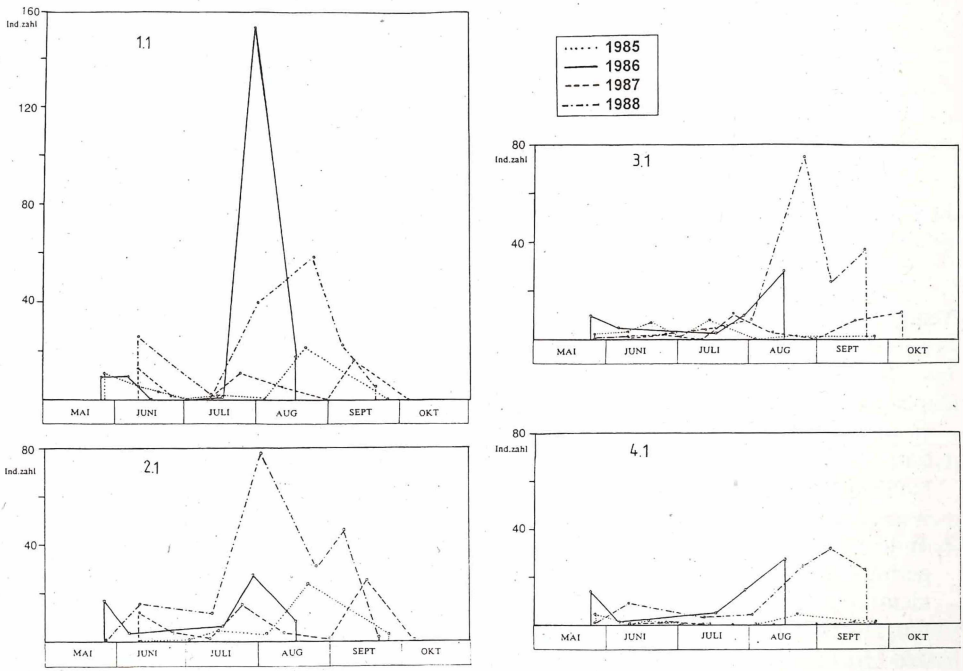

Abb. 7a: Zeitlicher Verlauf der Gesamtabundanzen der Zikaden auf den Außendeichsflächen (Mähweidennutzung) – ufernah (Daten nach Käscherfängen)

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

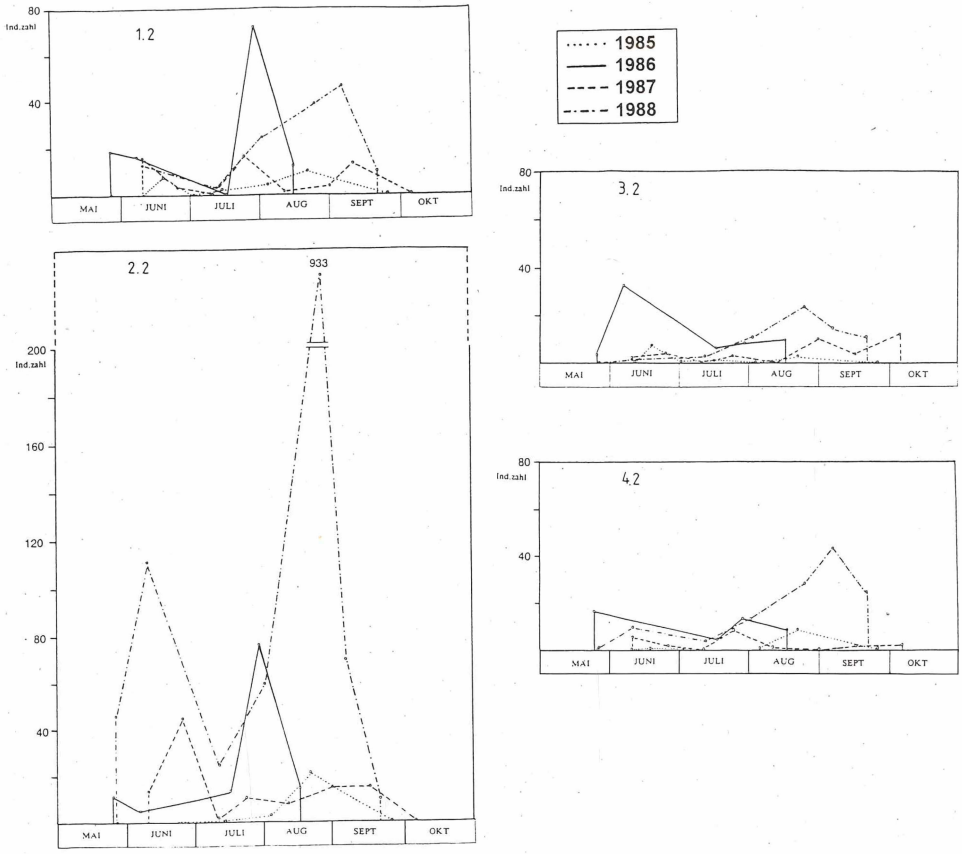

Abb. 7b: Zeitlicher Verlauf der Gesamtabundanzen der Zikaden im mittleren Bereich der Außendeichsflächen (Mähweidennutzung) (zur Lage der Flächen s. Abb. 3) (Daten nach Käscherfängen)

Vegetationsstruktur und -zusammensetzung nicht erklärbar ist die in allen 4 Jahren erheblich niedrigere Gesamtabundanz der Zikaden auf den Flächen 3 und 4. Nach eigenen Beobachtungen wurde hier verstärkt aufgedüngt, ein negativer Einfluß auf die Populationen ist denkbar.

Insgesamt ergibt sich aus diesen phänologischen Betrachtungen folgendes Bild:

1. Es gibt keinen synchronen Verlauf der Gesamtabundanzen, wie es z.B. in naturnahen Halbtrockenrasen (MÜLLER 1978) oder Küstenbiotopen (NIEDRIGHAUS 1991) festgestellt wurde, trotz floristisch und phytostrukturell hoher Ähnlichkeit der Probeflächen.
2. Trotz gleicher Nutzungsweise (einzige Ausnahme Fläche 3 – 1988) lassen sich nur geringe Übereinstimmungen der Zikadenbestände erkennen. Dies gilt sowohl für eine kleinräumige (auf 12 Teilflächen) wie eine zeitlich auf 1 bzw. 4 Jahr bezogene Betrachtungsweise. Es ergibt sich eher das Bild eines räumlich und zeitlich stark fluktuierenden Mosaiks von Besiedlungsmustern.

Das stark geklumpte Auftreten einzelner Arten verdeutlicht Abb. 8: *Macrosteles horvathi* erreicht 1988 nur auf wenigen Teilflächen extrem hohe Abundanzen, während sie auf allen anderen Flächen nur in geringen Individuenzahlen vertreten ist.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

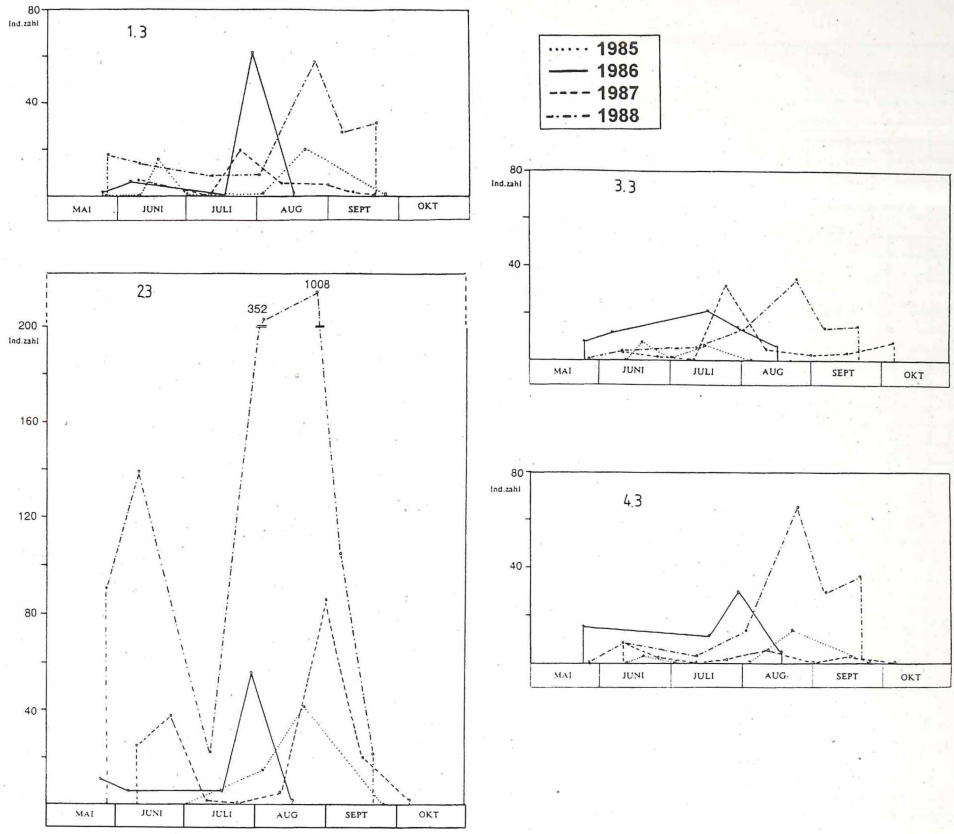

Abb. 7c: Zeitlicher Verlauf der Gesamtabundanzen der Zikaden im deichnahen Bereich der Außendeichsflächen (Mähweidennutzung) (zur Lage der Flächen s. Abb. 3) (Daten nach Käscherfängen)

Die Zikadenfauna auf den Nutzungsvarianten 1989 – 91

1989–91 wurden die oben beschriebenen Nutzungsvarianten untersucht (Abb. 3). Dabei wurden jeweils am gleichen Probetermin drei parallele S- und eine K-Probe in jeder Nutzungsvariante genommen. 1989 wurden mit K zusätzlich auch tiefer gelegene Flächen beprobt, 1990 auch Flächen auf dem benachbarten Deich.

In Tab. 2 a–c werden die Abundanzen der Arten getrennt nach Flächen und Methoden für jedes Jahr (1989–91) dargestellt. In Abb. 9 wird die Fluktuation der Gesamtindividuenzahlen in den einzelnen Flächen aufgeführt.

Bei einer Gesamtbetrachtung aller Flächen über drei Jahre ergibt sich:

Im Vergleich zu 1985–88 sind die gleichen Arten dominant: *Errastunus ocellaris*, *Javesella pellucida* und *Macrosteles sexnotatus* als euryöke Gramineensauger, unter den hygrophilen Arten *Streptanus sordidus*, *S. aemulans* und *Neophilaenus lineatus*. Es fällt auf, daß *M. horvathi* nur 1989 in den zusätzlich abgestreiften tieferen, flutrasenartigen Flächen in größeren Zahlen auftritt, während sie in den höher gelegenen kaum vorkam.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

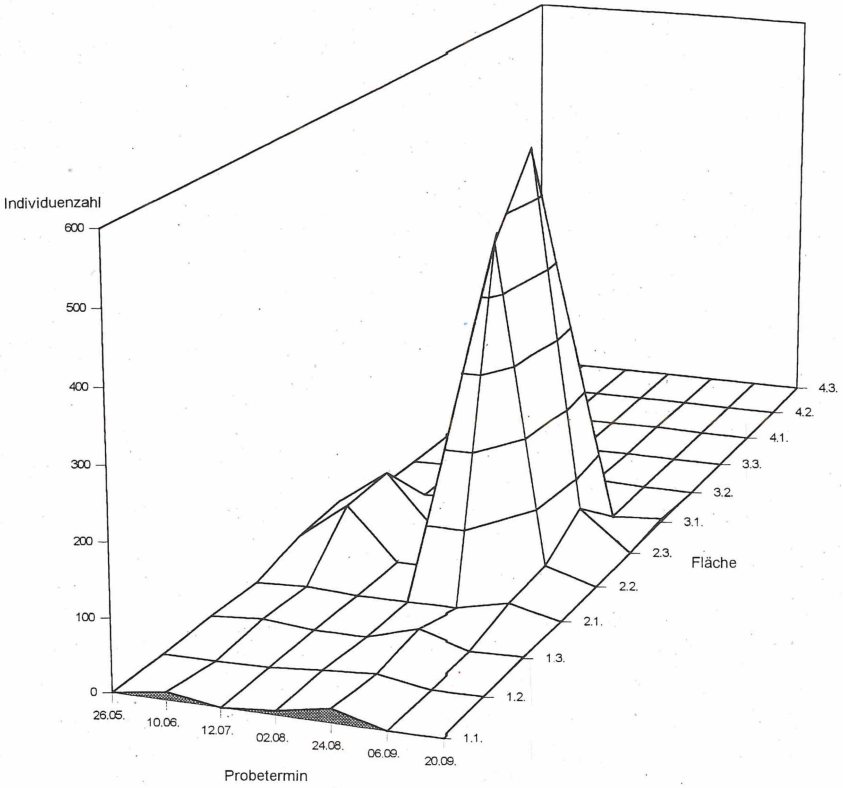

Abb. 8: Phänologie von *Macrosteles horvathi* auf den Einzelflächen 1988 (Mähweidennutzung)

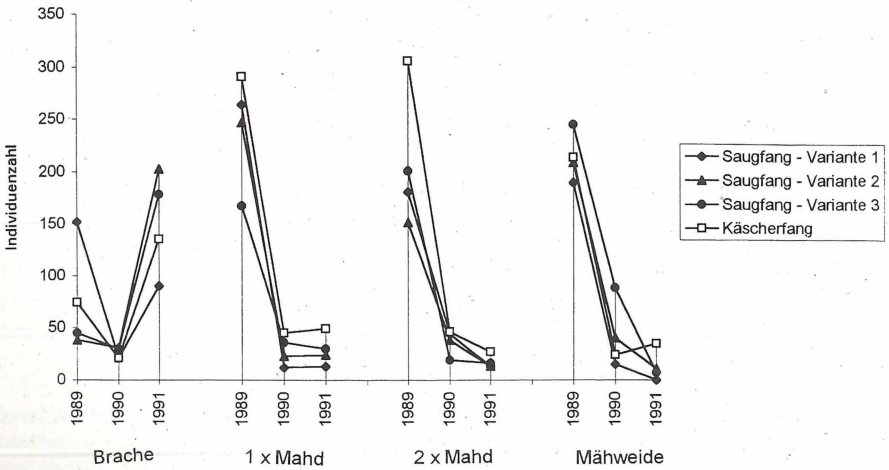

Abb. 9: Individuenzahlen der Zikaden auf den 4 Nutzungsvarianten nach Käscher- und Saugfängen 1989 – 1991

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Tabelle 2a: Individuenzahlen der Zikaden auf den Nutzungsvarianten 1989

Methode	S	S	S	K	K	S	S	S	K	K	S	S	S	K	K	S	S	S	K	K	
Nutzung	Brache					1 x Mahd					1 x Mahd					Mähweide					
Fläche	1.1.	1.2.	1.3.	1 h	1 t	2.1.	2.2.	2.3.	2 h	2 t	3.1.	3.2.	3.3.	3 h	3 t	4.1.	4.2.	4.3.	4 h	4 t	Summe
Euryöke Arten																					
Balclutha punctata																			2		2
Empoasca vitis				1										1							2
Javesella obscurella	1				1					1					1			1	1		6
Macrosteles laevis															2						2
Macrosteles sexnotatus	9	4	5	26	34	12	11	5	47	54	3	6	3	45	40	9	4	6	37	25	385
Philaenus spumarius		2	3	4	5		1	1	6	8			1	5	7	1	1			5	50
Arthaldeus pascuellus	1										1	1				1	3	1			8
Elymana sulphurella	2																				2
Errastunus ocellaris	14	6	7	2	2	205	182	119		62	134	110	158	4	115	124	155	182	11	117	1709
Javesella pellucida	55	11	14	23	18	45	50	40	14	39	36	32	38	35	22	36	40	40	24	38	650
Psammotettix confinis				1						1											2
Arten feuchter Biotope																					
Anoscopus flavostriatus	2																				2
Anoscopus serratulae	4	1	8	1																	14
Cicadella viridis									1	1											2
Cicadula flori															1						1
Javesella dubia									1						2				1	2	6
Macrosteles viridigriseus	1				1					4										2	8
Neophilaenus lineatus					2				1	2				1	1				1	1	9
Streptanus aemulans	1		1					2	1		5	1			1	14	4	14			44
Streptanus sordidus	61	14	6	1			2			11	1			1	3	4	1			4	109
Stenocranus major						1						1								1	3
Arten mit Präferenz für salzbeeinflußte Biotope																					
Euides speciosa										2											2
Macrosteles horvathi*	1		1		11				1	105				3	109				1	18	250
Macrosteles sordidipennis															1						1
Summe	152	36	46	59	74	263	246	167	72	290	180	151	200	96	305	189	208	244	78	213	3269
Artenzahl	12	6	8	8	8	4	5	5	8	12	6	6	4	8	13	7	7	6	8	10	24
Ind.zahl euryök	82	23	29	57	60	262	244	165	67	165	174	149	200	90	187	171	203	230	75	185	2818
Ind.zahl stenök	70	15	16	2	14	1	2	2	5	125	6	2	0	5	118	18	5	14	3	28	451

Tabelle 2b: Individuenzahlen der Zikaden auf den Nutzungsvarianten 1990

Methode	S	S	S	K	S	S	S	K	S	S	S	K	S	S	S	K	K	K	K	
Nutzung	Brache				1 x Mahd				2 x Mahd				Mähweide							
Fläche	1.1.	1.2.	1.3.	1	2.1.	2.2.	2.3.	2	3.1.	3.2.	3.3.	3	4.1.	4.2.	4.3.	4	Deich hoch	Deich tief	Spülfeld	Summe
Euryöke Arten																				
Arthaldeus striifrons																		1		1
Empoasca decipiens																			1	1
Macrosteles cristatus		1																		1
Macrosteles laevis								1									1			2
Macrosteles sexnotatus	1			12		1		8	1			6				10	17	3	12	71
Philaenus spumarius	1	2	3	4	1	2	2	9	1			2		1		7	9	3	2	49
Arthaldeus pascuellus			1							2			1				9	2	1	16
Deltocephalus pulicaris																	4			4
Errastunus ocellaris	5	6	11		1	11	22	17	34	19	14	31	10	23	65		43	12		324
Javesella pellucida	2	3	3	4	4	1		5	1	2		4	1	2		4	6		1	43
Psammotettix confinis	1															1	2			4
Arten feuchter Biotope																				
Anoscopus serratulae		1																		1
Conosanus obsoletus										1										1
Eupteryx urticae																			1	1
Macrosteles viridigriseus		3																		3
Megophthalmus scanicus	1																			1
Neophilaenus lineatus	4	2	1				1	4				2				2	12	1	2	31
Streptanus aemulans	1	7				1			1					2	15					27
Streptanus sordidus	5	6	11	1	6	7	11	1	5	13	5		3	12	8		2	2		98
Arten mit Präferenz für salzbeeinflußte Biotope																				
Macrosteles horvathi										1		1								2
Chlorionа glaucescens																	1		2	3
Psammotettix putoni									1											1
Summe	21	31	30	21	12	23	36	45	44	38	19	46	15	40	88	24	106	24	22	685
Artenzahl	9	9	6	4	4	6	4	7	7	6	2	6	4	5	3	5	11	7	8	22
Ind.zahl euryök	10	12	18	20	6	15	24	40	37	23	14	43	12	26	65	22	91	21	17	516
Ind.zahl stenök	11	19	12	1	6	8	12	5	7	15	5	3	3	14	23	2	15	3	5	169

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Tabelle 2c: Individuenzahlen der Zikaden auf den Nutzungsvarianten 1991

Methode	S	S	S	K	S	S	S	K	S	S	S	K	S	S	S	K	K	K	K	
	Brache				1 x Mahd				2 x Mahd				Mähweide				Deich hoch	Deich tief	Spülfeld	
Fläche	1.1.	1.2.	1.3.	1	2.1.	2.2.	2.3.	2	3.1.	3.2.	3.3.	3	4.1.	4.2.	4.3.	4				Summe
Euryöke Arten																				
Cicadula persimilis																	1			1
Javesella obscurella								1												1
Macrosteles sexnotatus	1		1	1	3	5	11	19	5	5	6	10		6	5	11	2	2		93
Philaenus spumarius	4	3	4	16			1	2				1					11	3	9	54
Arthaldeus pascuellus		2	3																	5
Errastunus ocellaris	49	142	125	61	5	9	12	10	1	5	5	4		2		8	3	9	1	451
Javesella pellucida	3	5	8	3	2	3	1	4				5				12	5	3		54
Psammotettix confinis				1					1											2
Arten feuchter Biotope																				
Anoscopus serratulae	1	3	2	1																7
Conomelus anceps												1								1
Conosanus obsoletus				1																1
Javesella dubia						1														1
Megophthalmus scanicus								1												1
Neophilaenus lineatus	3	11	18	49	1	3	2	12				5				1	1		7	113
Streptanus aemulans	23	31	11		2	3	3		1	3	3			2	2					84
Streptanus sordidus	1	5	5	1					5		2			1		2				22
Arten mit Präferenz für salzbeeinflußte Biotope																				
Anoscopus limicola	5		1																	6
Chloriona glaucescens				1								1							1	3
Macrosteles horvathi																1			1	2
Summe	90	202	178	135	13	24	30	49	13	13	16	27	0	11	7	35	23	17	19	902
Artenzahl	9	8	10	10	5	6	6	7	5	3	4	7	0	4	2	6	6	4	5	19
Ind.zahl euryök	57	152	141	82	10	17	25	36	7	10	11	20	0	8	5	31	22	17	10	661
Ind.zahl stenök	33	50	37	53	3	7	5	13	6	3	5	7	0	3	2	4	1	0	9	241

Sowohl nach K- als auch nach S ist 1989 gegenüber 1990 und 1991 eindeutig die höchste Individuenzahl auf allen Flächen festzustellen. Der Rückgang der Zikadenfauna 1990 vollzieht sich auf *allen* Nutzungsvarianten als Folge der häufigen Überflutungen im Frühjahr und Sommer. Im Folgejahr 1991 bleiben die Individuenzahlen auf allen genutzten Flächen relativ gering, nur auf der Brache kommt es wieder zu einem Anstieg der Individuenzahlen gegenüber dem Vorjahr. Die Brache ist somit als einzige Nutzungsvariante 1991 wieder von Zikaden in nennenswertem Umfang besiedelt, die genutzten Flächen bleiben auch 1991 weitgehend frei von Zikaden. Nach beiden Erfassungsmethoden ergibt sich dabei das gleiche Resultat.

Diskussion

Instabilität der Arten- und Individuenrelationen als Folgen von landwirtschaftlicher Nutzung und Überflutungsereignissen

Die Interpretation der Befunde bezüglich der festgestellten Variabilitäten in Besiedlungsmustern und der Reaktion der Zikadenfauna auf landwirtschaftliche Maßnahmen muß mehrere Aspekte zugleich im Auge behalten:

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

1. Die hohe Mobilität der Zikaden aufgrund guter Flugtüchtigkeit und Dispersionsneigung zu bestimmten Zeiten im Jahr (WALOFF 1973). Alle dominanten Arten im Gebiet haben eine hohe Dispersionskraft.
2. Starke Abhängigkeit der Zikadenfauna von der Witterung, die zu starken Populationsdichteschwankungen von Jahr zu Jahr führen kann (REMMERT 1977).
3. Der Einfluß der landwirtschaftlichen Bearbeitung bei Mahd und Beweidung. Je nach Zeitpunkt kann die Mahd potentiell den Gesamtbestand einer Generation vernichten, indem die in Stengeln abgelegten Eier mit dem Mähgut aus dem Rekrutierungsareal entfernt werden. Da im Gebiet bis 1989 praktisch flächendeckend, ohne den Verbleib von Saumstrukturen, gemäht wurde, gab es auch keine „Schon- und Ruhezonen" für die Wirbellosen der Vegetationsschicht.
4. Die Streifnetzmethode arbeitet notgedrungen sehr ungenau und läßt nur bedingt Rückschlüsse auf reale Abundanzen zu. Schwankungen können auch durch geklumptes Auftreten von Individuen, etwa in Grashorsten, über- oder unterbetont werden.

Dennoch wird, bei etwa gleichem Raumwiderstand, auch ein Vergleich mit Erhebungen anderer Autoren möglich. So ist besonders der Vergleich zu einer weiteren langjährigen Studie zur Zikadenfauna eines Gebiets, nämlich in den Halbtrockenrasen des Leutratals bei Jena (MÜLLER 1978) sehr aufschlußreich. In diesen Biotopen waren die Dominanzverhältnisse über mehrere Jahre relativ ausgewogen, auch blieb die Rangfolge innerhalb der Dominanten relativ gleich.

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Schwankungen ergeben dagegen eher das Bild eines fluktuierenden Mosaiks von Besiedlungsmustern, als Folge einer schnellen Reaktion der Zikaden auf Lebensraumveränderungen. So ist der Bestand aus ubiquitären, überall in der Kulturlandschaft Mitteleuropas verbreiteten Arten Abbild eines durch landwirtschaftliche Nutzung geprägten Ökosystems, in dem sich v.a. r-Strategen erfolgreich zu reproduzieren vermögen. Es ist auch nicht auszuschließen, daß ein Großteil der Arten aus benachbarten Lebensräumen, wie binnendeichs gelegenen Grünländereien, immer wieder neu einwandert. Dafür spricht die in einem Jahr sehr hohe Abundanz von *Macrosteles horvathi*, die offenbar schnell gestörte Flächen besiedelt, danach aber ebenso schnell verschwindet (REMANE, mdl. 1994).

Eine klare Abgrenzbarkeit von Artengemeinschaften für bestimmte Vegetationseinheiten gab es nicht, was auch NOVOTNY (1990) in von Poaceen dominierter Vegetation feststellte, während *Carex*-Bestände ihre eigene charakteristische Zikadenfauna aufwiesen.

Als weiterer Faktor, der die Besiedlungsprozesse beeinflußt, muß die Überflutungshäufigkeit gelten. Offenbar sind die im Gebiet dominierenden Zikadenarten nicht an Überschwemmungen angepaßt, wie sich 1990 und 1991 auf den Grünländern zeigte, da diese fast frei von Zikaden waren. Der Populationsanstieg auf der Brache erklärt sich daraus, daß in dem über den Winter stehenbleibenden Pflanzenbestand vor allem überwinternde Eier geschützt überdauern können. Alle im Untersuchungsgebiet dominanten Arten sind, außer *Javesella pellucida*, Eiüberwinterer. Von daher wird die kompensierende Wirkung ungenutzter Pflanzenbestände deutlich.

Das großflächige Absterben von Tierpopulationen in solchen Brackwasserwiesen ist ein Phänomen, das in Abhängigkeit von menschlichen Eingriffen verläuft, da die Nutzung als Grünland diese kurzfristigen Dezimierungsprozesse bedingt. Arten mit hoher Dispersionsneigung und Reproduktionsrate werden gefördert, im Gegensatz zu monophagen Spezialisten, die sich bei natürlicher Sukzession einstellen würden.

Eine Verbrachung hätte langfristig wohl einen Übergang zu einem Schilf- (Phragmitetum) oder Meersimsen-Bestand (Scirpetum maritimi) zur Folge, an denen sich spezialisierte Arten wie *Paramesus obtusifrons* an *Scirpus* oder zahlreiche monophage Zikaden an

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Schilf ansiedeln könnten. Die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen dominanten Arten zeigen eine sehr geringe Biotopspezifität. Auch die für Salzwiesen im euhalinen Bereich charakteristischen Arten *Psammotettix putoni* und *Anoscopus limicola* (NIEDRIGHAUS 1991) sind nur in wenigen Exemplaren nachgewiesen worden. Es ist also weder die "typische" Salzwiesen-Zikadenfauna vorhanden, noch spielen die für extensiv genutztes Feuchtgrünland charakteristischen Arten, wie viele *Juncus*- und *Carex*-Besiedler (HILDEBRANDT im Druck) eine Rolle. Die Ästuarwiesen stellen einen Lebensraum dar, in dem offenbar Ubiquisten in ihren Dominanzanteilen ständig fluktuieren. Dies trifft jedoch für andere Taxa, wie Carabiden, keineswegs zu. Hier zeigten sich Artenbestände, die sowohl aus den typischen Salzwiesenarten als auch den hygrophilen Uferarten des Feuchtgrünlandes bestehen.

Vergleich des Artenspektrums des Untersuchungsgebiets mit dem anderer salzbeeinflußter Biotope

Wegen unterschiedlicher Erfassungszeiträume und -intensitäten sowie verschiedener jeweils eingesetzter Methoden sind Vergleiche mit Erhebungen in anderen salzbeeinflußten Biotopen problematisch und sollen hier nur zur Einordnung des Untersuchungsgebiets in die Zikadenfauna der Salzwiesen an Nord- und Ostsee sowie im Binnenland dienen (Tab. 3).

EMMRICH (1966) untersuchte Grünlandbiotope im Greifswalder Gebiet und bezog dabei auch halophile Vegetation an der Ostsee sowie eine Binnenlandsalzstelle ein. Ein salzbeeinflußter Knickfuchsschwanzrasen an der Ostsee wies halophile Arten in hohen Abundanzen auf, die durch die einmalige Mahd sehr schnell erniedrigt wurden. Ähnlich hohe Abundanzen halophiler Arten gegenüber geringen Individuenzahlen von Ubiquisten wies EMMRICH (1966) in einem Juncetum gerardii nach. EMMRICH (1973) untersuchte ebenfalls halophil-hygrophile Vegetation auf der Insel Hiddensee bei Rügen hinsichtlich der Zikadenfauna (Tab. 3). Die brackigen Schilfbestände wurden dort nur sehr lokal von Zikaden besiedelt (v.a. *Delphax crassicornis*, *Paralimnus phragmitis*), während die zu erwartenden *Chloriona*-Arten nicht nachgewiesen wurden. Auch andere halophile Arten wie *Javesella salina* und *Macrosteles viridigriseus* fanden sich hier nur lokal. Nach EMMRICH (1973) enthalten viele Biotope nicht die Arten, die aufgrund der Struktur und der Zusammensetzung der Pflanzendecke eigentlich zu erwarten wären und vermutet als Grund die nur kleinflächige Ausprägung sowie die mosaikartige Zusammensetzung der Vegetationseinheiten. Die damit zusammenhängenden Fragen bezüglich eines Kolonisationserfolgs bzw. der Habitatwahl wurden von SCHÄFER (1973) an der Kieler Außenförde (Ostsee) anhand von 17 Vegetationstypen beleuchtet, von denen 6 salzbeeinflußte Biotope in Tab. 3 aufgenommen wurden. SCHÄFER (1973) konstatierte ebenfalls eine starke Abhängigkeit der Besiedlung durch Zikaden von der Vegetationsstruktur. Bei hoher Strukturdiversität kann auch in Extremlebensräumen mit nur ein bis zwei bestandsbildenden Gräsern eine vergleichbare Artenmannigfaltigkeit wie in vegetationsreicheren Biotopen zustandekommen. Einige Arten stellen offenbar bestimmte Ansprüche an Größe und Lage der Vegetationstypen in der Umgebung. Z.B. wurden die an *Scirpus maritimus* lebenden Arten nur innerhalb der Seggenbestände in den Wasserlöchern gefunden, fehlten hingegen in den schmalen Vegetationsstreifen oder einzeln stehenden Pflanzen.

Umfassende Erfassungen salzbeeinflußter Biotope wurden von NIEDRIGHAUS (1991) auf den Ostfriesischen Inseln durchgeführt. Der Autor nennt sechs auf halomorphe Bereiche beschränkte Zikadenarten (Tab. 3). Dabei traten deutliche Unterschiede in der

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Tabelle 3: Artenspektrum des Untersuchungsgebiets im Vergleich zu Untersuchungen in salzbeeinflußten Biotopen der Nord- und Ostsee

	Nordsee						Ostsee						
Standort	nördl. BHV	Ostfriesische Inseln					Boddenküste	Boltsand					
Quelle	vorliegende Unters.	Niedringhaus (1991)					Emmrich (1973)	Schäfer (1973)					
Biotoptyp	Ästuarwiese	Übergang Düne-Salzwiese	Röhricht	Salzwiesen-hoch	Salzwiesen-tief	Innengroden-Grasland	halophil-hygrophiles Grünland + Feuchtheide	halophil-hygrophiles Grünland	Puccinellietum maritimi	Juncetum gerardi -tief	Juncetum gerardi -hoch	Scirpetum maritimi	Juncetum gerardi -Phragmites-Variante	Übergang Salzwiese-Trockenrasen
Arten salzbeeinflußter Biotope														
Anoscopus albiger		1		1										
Anoscopus limicola	7	1		2	5									
Aphrodes aestuarinus		2	1	1	2	2								
Chloriona glaucescens	142		5			1							122	
Delphax pulchellus	1	1	1										7	
Euides speciosa	6		2											
Javesella salina								1						
Macrosteles horvathi	2181	1		1			1	1		4				
Macrosteles lividus		1				1		1						
Macrosteles sordidipennis	14	1		1	1									
Paramesus obtusifrons	25	1	5					1				98		
Psammotettix putoni	42	4		6	6						22	45		116
Arten feuchter Biotope														
Anoscopus flavostriatus	2	1				1		1						
Anoscopus serratulae	22	1				1		1		4	1			1
Cicadella viridis	5					1	1	1						
Cicadula flori	1													
Cicadula quadrinotata						1		1						
Conomelus anceps	1	1	1			2		1						
Conosanus obsoletus	5	3	5	3	4	2	1	1	10	42	112	40		25
Euconomelus lepidus		2				1	1	1			12		1	2
Eupteryx cyclops	1													
Eupteryx thoulessi		1	1											
Eupteryx urticae	1		1											
Forcipata citrinella							1	1						
Javesella dubia	25	1		1	1	2		1						
Kelisia pallidula							1	1						
Limotettix striola		2	2			1	1	1		4	146	2		
Macrosteles viridigriseus	19						1							
Macustus grisescens								1						
Megamelus notula								1						
Megophthalmus scanicus	2	1				1		1						
Mocuellus metrius	1													
Muellerianella brevipennis							1	1						
Neophilaenus lineatus	467	3	4	2	2	2	1	1	22	116	223	122	14	6
Notus flavipennis	1	1	2			4	1	1				12		
Paralimnus phragmitis	1	1	2					1					112	
Stenocranus major	4													
Streptanus aemulans	275	1		1		1		1						
Streptanus sordidus	1067	1		1	1	1		1		2	2			2
Stroggylocephalus agrestis		1					1					18		
Arten eher trockener Biotope														
Anaceratagallia venosa		1				1								
Anoscopus histrionicus		1				1								
Aphrodes costata		1	1	1	2	1								
Delphacinus mesomelas		2				1					4			10
Doratura homophyla														5

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Doratura stylata		3				2	1	1			2			10
Eupelix cuspidata		1				1	1							2
Eurysula lurida			1											
Kelisia sabulicola		1				1								
Kosswigianella exigua		3		1		1								8
Mocuellus collinus														11
Mocydiopsis attenuata						1								
Neophilaenus exclamationis											2		8	19
Planaphrodes bifasciata								1						
Psammotettix nodosus		2				2								11
Rhopalopyx preyssleri		1				1								
Rhytistylus proceps		1				1					1	1		18
Stenocranus minutus						1								
Euryöke														
Aphrodes makarovi	4							1						
Arocephalus punctum		2				1					4			14
Arthaldeus pascuellus	34	2		1		2	1	1	22	122	212		8	14
Arthaldeus striifrons	1	1				1	1	1						
Athysanus argentarius	2	1				1		1						
Balclutha punctata	3													
Cercopis vulnerata						1								
Cicadula persimilis	1	1				1								
Criomorphus albomarginatus		1				1		1						
Deltocephalus pulicaris	5	2				2		1						
Dicranotropis hamata						1		1						
Edwardsiana rosae	1													
Elymana sulphurella	4	2				3	1	1				2		88
Empoasca decipiens	1													
Empoasca vitis	2													
Errastunus ocellaris	2560	1				2								
Eupteryx atropunctata						1								
Euscelis incisus		1				2								
Euscelis lineolatus	1					1								
Javesella obscurella	32	1		1		2		1						
Javesella pellucida	1537	4	3	4	4	5	1	1	12		145	6	10	137
Macropsis scutellata								1						
Macrosteles cristatus	1													
Macrosteles laevis	35													
Macrosteles sexnotatus	905	1		1		4								
Philaenus spumarius	535	5	5	4	3	4	1	1		16		2		22
Psammotettix cephalotes							1							
Psammotettix confinis	22	2				2	1	1						
Recilia coronifera		1				1								
Rhopalopyx adumbrata		1				1				4	2			11
Verdanus abdominalis								1						
Sonstige nicht zugeordnete Arten														
Anoscopus albifrons								1						10
Chlorita viridula	1													
Cosmotettix panzeri							1							
Delphax crassicornis								1						
Eupteryx artemisiae		1		5										
Fagocyba douglasi	1													
Graphocraerus ventralis		1				1		1						11
Jassargus distinguendus						1								
Jassargus sursumflexus							1							
Kelisia guttula						1	1	1						
Kelisia guttulifera							1							
Kelisia vittipennis							1	1						
Muellerianella extrusa		1												
Nothodelphax distinctus								1						
Xanthodelphax stramineus								1						

Mengenangabe	Ind. zahlen	Dominanzklassen (hier von 6 - 1, näheres s. Quelle)	1 = Nachweis der Art	Ind. zahlen

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Artenzahl zwischen höher- und tiefergelegenen Bereichen auf, wobei der Grund für die niedrige Artenzahl in den tieferen Salzwiesen in der Überflutung vermutet wird. In den Röhrichtbereichen treten neben einigen äußerst eurytopen die wenigen an *Phragmites* und *Scirpus* saugenden Arten hinzu.

Im Vergleich wird deutlich, daß im Untersuchungsgebiet einige der für Salzwiesen charakteristischen Arten offenbar fehlen, wie *Anoscopus albiger*, *Javesella salina* und *Macrosteles lividus*. Angesichts des geringen Kenntnisstandes zur Autökologie, vor allem zur Wirtspflanzenbindung vieler Halobionter lassen sich über das Auftreten dieser Arten in salzbeeinflußten Biotopen bisher meist nur Spekulationen anstellen. Hier wären gezielte Untersuchungen vonnöten, gerade unter den Aspekten Überflutung und landwirtschaftlicher Nutzung.

Zusammenfassung

Als Mähweiden genutzte Außendeichsflächen im Weserästuar (Außendeichsbereich von Bremerhaven/Weddewarden) wurden 7 Jahre hinsichtlich der Besiedlung durch Zikaden untersucht. Bei gleicher Nutzungsintensität wurde das Arten- und Individuengefüge auf 12 Teilflächen über 4 Jahre mit dem Streifnetz ermittelt. Dabei zeigte sich, daß nur euryöke Gramineensauger die Flächen in hoher Abundanz besiedeln, mit Ausnahme der u.a. an *Juncus gerardii* saugenden Art *Macrosteles horvathi*. Die Schwankungen in den Populationsdichten und -verläufen waren extrem, sowohl im Vergleich der Teilflächen untereinander als auch über den Untersuchungszeitraum (1985–1991). Auf einigen Probeflächen wurde die landwirtschaftliche Nutzungsintensität von 1989–91 reduziert und die Reaktion der Zikadenfauna mittels Käscher- und Saugproben ermittelt. Nur auf der brachgefallenen Fläche zeigten sich deutliche Differenzen der Besiedlungsdichten im Verlauf der drei Jahre, bedingt v.a. dadurch, daß es 1990 zu extrem häufigen Frühjahrs- und Sommerüberflutungen kam. Die Zikadenfauna wurde auf den genutzten Flächen dagegen fast völlig eliminiert und zeigte allein auf der Brache einen deutlichen Anstieg der Abundanzen im Folgejahr 1991. Die Ergebnisse werden im Hinblick auf landwirtschaftliche Nutzung diskutiert sowie mit Erhebungen in anderen salzbeeinflußten Biotopen der Nord- und Ostsee verglichen.

Danksagung

Mein Dank gilt dem Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung Bremen für die finanzielle Unterstützung der Arbeit. Herrn Dipl. Biol. Herbert Främbs danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts und anregende Diskussionen.

Literatur

BITTNER, C. & REMANE, R. (1977): Beitrag zur Kenntnis der Zikadenfauna (Homoptera, Auchenorrhyncha, Cicadina) des Roten Moores/Rhön.– Beitr. Naturkunde Osthessen 11/12, 141 – 162.

CORDES, H. (1987): Biologische Untersuchungen im Weddewardener Außendeichsland nördlich von Bremerhaven, Teil A: Flora und Vegetation – Unveröff. Gutachten im Auftrag des Hansestadt Bremischen Amts (Bremerhaven)

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

EMMRICH, R. (1966): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Zikadenfauna von Grünlandflächen und landwirtschaftlichen Kulturen des Greifswalder Gebiets. Mitt.Zool.Mus.Berlin 42, 61 – 126.

EMMRICH, R. (1973): Zur Zikadenfauna der Insel Hiddensee. Faun. Abh.Staatl. Mus. Tierkunde Dresden 4: 171 – 176.

GARVE, E. & Letschert, D. (1991): Liste der wildwachsenden Farn- und Blütenpflanzen Niedersachsens. Naturschutz u. Landschaftspfl. Niedersachs. 24, 1–152.

GRAVESTEIN, W.H. (1965): New faunistic records on Homoptera – Auchenorrhyncha from the Netherlands North Sea Island Terschelling . Zool. Beitr. (N.F.) 11, 103 – 111.

GROTJAHN, M. (1983): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung. Forsch.-Stelle f. Insel- u. Küstenschutz, Jber. 34 (1982)

GÜNTHART, H. & K. THALER (1981): Fallenfänge von Zikaden in zwei Grünlandparzellen des Innsbrucker Mittelgebirges. Mitt. Schweiz.Entomolog.Ges. 54, 15 – 31.

HENDERSON, I.F. & WHITAKER, T.M. (1977): The efficiency of an insect suction sampler in grassland. Ecol. Ent. 2, 57 – 60.

HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. Diss. Universität Kiel

HEYDEMANN, B. (1981): Ecology of the arthropods of the lower salt marsh. In: SMIT, C. J., DEN HOLLANDER, J., VAN WINGERDEN, W. K. R. E & WOLFF, W. J. (eds.): Wadden sea working group reports, No. 10. Terrestrial and freshwater fauna of the wadden sea area: final reports of the section on terrestrial fauna, Balkema, Rotterdam, 35-57.

HILDEBRANDT, J. (im Druck): Auswirkungen der Extensivierung von Grünland auf phytophage Insekten: Erfahrungen aus den Wümmewiesen und dem Niedervieland/GVZ–Ausgleichsraum. Bremer Nachrichten zu Naturkunde und Naturschutz.

IRMLER, U. & HEYDEMANN, B. (1985): Effects of cattle grazing on cicad populations in salt-meadow of Northern Germany. Mitt. dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 4, 264–267.

KONTKANEN, P. (1950): Quantitative and seasonal studies on the leafhopper fauna of the field stratum on open areas in North Karelia. Ann. zool. Soc. Zool.–Bot. Fenn. Vanamo 13

KUNTZE, H. (1937): Die Zikaden Mecklenburgs, eine faunistisch – ökologische Studie. Arch. Nat. Gesch. N.F. 6

LE QUESNE, W.J. (1960, 65, 69): Hemiptera, Cicadomorpha (excl. Typhlocybinae), Fulgoromorpha. Handbook for the identification of british insects.Vol.2, part 2a, 2b, 3. London

LINNAVOURI, R. (1952): Studies on the ecology and phenology of the leafhoppers of Raisio (S.W. Finland). Ann. Soc. zool.-bot. Fenn. Vanamo 14, 1 – 32.

LÜNEBURG, H., SCHAUMANN, K. & WELLERSHAUS, S. (1975): Physiographie des Weser-Ästuars (Deutsche Bucht). Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 15, 185 – 226.

MEYER, K.D. & STREIF, H. (1977): Geologischer Überblick des Raumes zwischen Unterweser und Ems. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 24, 3 – 10.

MÜLLER, H.J. (1978): Strukturanalyse der Zikadenfauna einer Rasenkatena Thüringens (Leutratal bei Jena). Zool.Jb.Syst. 105, 258 – 334.

MÜLLER, H.J. (1985): Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme VIII: Zikaden als Zeigerarten für immissionsbelastete Rasenökosysteme. Wiss. Z. Friedr.–Schiller–Univ. Jena, Naturwiss. R. 34, 491 – 502.

MÜLLER, W., BENZLER, J.-H., VOIGT, H., TÜXEN, J., HELLING, W., PETERS, K., FASTABEND, H., RENGER, H., RÖSCH, H., SCHWAAR, J. & UNBEHAUN, E. (1977): Bodentypen der Marsch. Genese, Eigenschaften, Nutzung, Melioration. (Exkursion A Wesermarsch anläßlich der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1977 in Bremen). Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 24, 15 – 100.

NIEDRINGHAUS, R. & BRÖRING, U. (1986): Wanzen und Zikaden (Hemipteroidea – Heteroptera, Auchenorrhyncha) terrestrischer Habitate der ostfriesischen Insel Norderney. Drosera 1, 24 – 40

NIEDRINGHAUS, R. (1988): Kolonisationserfolg der Zikaden auf den jungen Düneninseln Memmert und Mellum (Hemiptera: Auchenorrhyncha). Drosera `88, 105 – 122.

NIEDRINGHAUS, R. (1991): Analyse isolierter Artengemeinschaften am Beispiel der Zikadenfauna der ostfriesischen Düneninseln (Hemiptera: Auchenorrhyncha). Diss. Univ. Oldenburg, 153 pp.

NOVOTNY, V. (1990): Are the parameters of leafhoppers (Auchenorrhyncha) and plant communities

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

confluent? A case study on grass and sedge vegetation. Acta Entomol. Bohem. 87, 459–469.
OSSIANNILSSON, F. (1978, 81, 83): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoskandia and Denmark. Part 1 – 3. Fauna Entomologica Scandinavica 7, 1 – 979.
REGGE, H. (1972): Zur Bionomie und Ökologie der Aphioidea – Arten des Gezeitenbereichs. Diss. Univ. Kiel
REMANE, R. & WACHMANN, E. (1993): Zikaden: kennenlernen – beobachten. Naturbuch Verlag, Augsburg
REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. Zeitschr.angew.Ent. 42, 353 – 400.
REMANE, R. (1965): Beiträge zur Kenntnis der Gattung *Psammotettix*. Zool. Beitr. N.F. 11, 221 – 245
REMANE, R. (1987): Zum Artenbestand der Zikaden (Hom., Auch.) auf dem Mainzer Sand.– Mainzer Naturw. Arch. 25, 273 – 349
REMMERT, H. (1977): Mehrjährige ökologische Untersuchungen in einem süddeutschen Mesobrometum. Verh. Ges. Ökol. 5, 275 – 278.
RIBAUT, H. (1952): Homoptères Auchenorrhynches 2 (Jassidae). Faune de France 57. Paris
SCHÄFER, M. (1973): Untersuchungen über die Habitatbindung und ökologische Isolation der Zikaden einer Küstenlandschaft. Arch.Natsch.Landschaftsforschung 13, 329 – 352.
TÜXEN, R. (1974, 1979): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands, 2. Auflage, J. Cramer, Lehre.
TULOWITZKI, I. (1990): Einfluß der Beweidung auf die Populationsstruktur der Kleinzikade *Psammotettix putoni* (Hom. Auch.) in der Salzwiese der Schleswig-Holsteinischen Westküste. Verh. Ges. Ökol. 19, 152–162.
VAGTS, I., KINDER, M. & CORDES, H. (1992): Ökologische Untersuchungen im Außendeichsbereich Weddewarden. Abschlußbericht für den Zeitraum 1985–1991, Teil A: Flora und Vegetation.– Gutachten im Auftrag des Senators für Umweltschutz und Stadtentwicklung in Bremen, pp. 146
VILBASTE, J. (1968): Preliminary key for the identification of the nymphs of North European Homoptera Cicadina I – Delphacidae . Ann. Ent. Fenn. 34, 65 – 74.
VILBASTE, J. (1982): Preliminary key for the identification of the nymphs of North European Homoptera Cicadina II – Cicadelloidea. Ann. Ent. Fenn. 19, 1 – 20.
WALOFF, N. (1973): Dispersal by flight of leafhoppers . J. Appl. Ecol. 10, 705 – 730.
WALTER, S. (1975): Larvenformen mitteleuropäischer Euscelinen (Homoptera – Auchenorrhyncha). Zool. Jb. Syst. (Jena) 102, 141 – 302.
WALTER, S. (1978): Larvenformen mitteleuropäischer Euscelinen (Homoptera – Auchenorrhyncha). Zool. Jb. Syst. (Jena) 105, 102 – 130.
WEIGMANN, G. (1971): Collembolen und Oribatiden in Salzwiesen der Ostseeküste und des Binnenlandes von Norddeutschland. Faun. Ökol. Mitt. 4, 11 – 20.
WILSON, M.R. (1978): Description and key to the genera of the nymphs of British woodland Typhlocybinae (Homoptera). Systematic Ent. 3, 75 – 90.
WOLF, W.J. (ed.) (1983): Ecology of the wadden sea. Balkema, Rotterdam

Anschrift des Verfassers:
Dr. Jörn Hildebrandt
Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie
Universität Bremen
Fachbereich 2 (Biologie/Chemie)
Am Fallturm 11

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Faunistisch-Ökologische Mitteilungen

Jahr/Year: 1995-1999

Band/Volume: 7

Autor(en)/Author(s): Hildebrandt Jörn

Artikel/Article: Untersuchungen zur Zikadenfauna (Hempitera: Auchenorrhyncha) einer Ästuarwiese unter dem Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung und veränderten Überflutungsgeschehens 9-45