

## Beziehungen zwischen Zikadengemeinschaften und dem Mahdregime sowie der Vegetation in Streuobstwiesen (Hemiptera: Auchenorrhyncha)

Oliver Wiche<sup>1</sup>, Ursula Nigmann, Roland Achtziger

**Zusammenfassung:** Traditionell bewirtschaftete Obstbaumbestände und ihr zumeist gemähter oder beweideter Unterwuchs (Streuobstwiesen) stellen artenreiche und aus Naturschutzsicht wertvolle Lebensräume der Kulturlandschaft dar. Daher wird eine naturschutzkonforme Nutzung, z. B. der Verzicht auf Düngung und eine extensive Mahd (max. zwei Schnitte pro Jahr) in Streuobstwiesen im Rahmen des bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms (VNP) gefördert. In dieser Arbeit wurden die Auswirkungen des Mahdregimes auf die Vegetation und auf die Zikadengemeinschaften von 20 Streuobstwiesen im Landkreis Bamberg (Oberfanken, Bayern) untersucht, die sich hinsichtlich der Mahdhäufigkeit (ungemäht – 1 Schnitt – 2 Schnitte pro Jahr) und der VNP-Vertragshistorie unterschieden. Auf jeder Streuobstwiese wurden im Jahr 2011 auf repräsentativen Untersuchungsflächen Vegetationsaufnahmen erstellt sowie ausgewählte Parameter der Vegetation und der Zikadengemeinschaften erfasst. Auf den 20 Streuobstwiesen wurden insgesamt 134 Pflanzenarten und 59 Zikadenarten mit insgesamt 1.317 Individuen festgestellt. Die zweimal gemähten und ein Teil der einmal gemähten Flächen wiesen höhere Pflanzenartenzahlen sowie höhere Individuenzahlen von Spezialisten unter den Zikaden auf als die Brachen. Auch die Zusammensetzung der Zikadengemeinschaften unterschied sich zwischen zweimalig gemähten Flächen und den Brachen sowie teilweise auch gegenüber einmal gemähten Flächen. Die Zikadenartenzahl und die Arten- und Individuenzahl der spezialisierten Zikadenarten waren signifikant positiv mit der Pflanzenartenzahl und negativ mit der mittleren Vegetationsdichte korreliert. Aus Sicht des Naturschutzes ist die im Rahmen des VNP geförderte extensive Mahd auf den zumeist nur eingeschränkt nutzbaren und von Nutzungsaufgabe bedrohten Streuobstwiesen als günstig für die Erhaltung der Biodiversität der Vegetation und der Zikadenfauna anzusehen.

**Keywords:** orchard meadows, mowing intensity, biodiversity, vegetation structure

### 1. Einleitung

Traditionelle und artenreiche Streuobstwiesen stellen aufgrund ihres dramatischen Rückgangs in den letzten Jahrzehnten infolge von Rodung insbesondere im siedlungsnahen Bereich (Plieninger et al. 2015) sowie der Verschlechterung ihres Zustandes infolge von Nutzungsaufgabe oder Intensivierung einen hochgradig gefährdeten Biotoptyp dar. Aufgrund der Kombination von lockerem Baumbestand und in der Regel extensiv bewirtschaftetem Grünland haben intakte, traditionell bewirtschaftete Streuobstbestände eine hohe arten- und naturschutzfachliche Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität (z. B. Achtziger et al. 1999b, Horak et al. 2013). Aus diesem Grund werden Streuobstbestände in Bayern durch staatliche Programme des Naturschutzes (Vertragsnaturschutzprogramme, VNP) gefördert. Neben dem Erhalt der Bäume auf den Flächen wird die extensive Mähnutzung der Grasschicht (in der Regel eine Mahd pro Jahr) sowie der Verzicht auf die Ausbringung

---

<sup>1</sup> Korrespondierender Autor; E-Mail: oliver.wiche@ioez.tu-freiberg.de

von Mineraldünger und/oder organischem Dünger und von Pflanzenschutzmitteln gefördert (z. B. StMELF 2015, 2. Biotoptyp Wiesen).

Im Rahmen der Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzprogramms „Streuobst“ (z. B. Achtziger et al. 1999b, Nigmann & Achtziger 2010, unpubl.) stellte sich auch die Frage, inwieweit das vorhandene bzw. durch das VNP vorgegebene Mahdregime Auswirkungen auf die vorhandene Vegetation sowie auf bestimmte Artengruppen wie Zikaden der Gras-schicht hat. Hierzu wurden im Jahr 2010 ausgewählte Vegetations- und Strukturparameter sowie die Zusammensetzung der Zikadengemeinschaften auf 20 Streuobstwiesen im Land-kreis Bamberg (Oberfranken, Bayern) untersucht (Wiche 2011, unpubl.). Dabei handelte es sich um Streuobstwiesen, die im Untersuchungsjahr einmal oder zweimal gemäht wurden sowie um seit mehreren Jahren nicht mehr gemähte Streuobstbrachen. Da die Streuobstwiesen im Gegensatz zum Wirtschaftsgrünland nicht oder nur sehr gering gedüngt werden und die großflächige Mahd durch die Obstbäume erschwert wird, erfolgt der Schnitt in vielen Fällen mit kleineren Traktoren oder ganz per Hand (STMLU/ANL 1994). Daher ist die Nut-zungsintensität selbst in zweimal im Jahr gemähten Streuobstwiesen (die die Minderheit im Untersuchungsgebiet bilden) im Vergleich zu konventionell bewirtschaftetem, zweischürigem Grünland als extensiv anzusehen. Vor diesem Hintergrund sollen in dieser Arbeit die in den untersuchten Streuobstwiesen gefundenen Beziehungen zwischen dem Mahdregime, der Vegetation und den Zikadengemeinschaften dargestellt werden.

## 2. Untersuchungsgebiet und -flächen

Zur Auswahl geeigneter Untersuchungsflächen im Rahmen der Erfolgskontrolle des VNP (s. Nigmann & Achtziger 2010, unpubl.) wurden historische Bestandsdaten aus einer im Jahr 1990/1991 durchgeführten Kartierung von ca. 600 Streuobstbeständen, -gärten und -reihen im Landkreis Bamberg (Oberfranken, Nordbayern) genutzt (M. Scheidler 1991, unpubl. Daten). Diese Daten sowie eine GIS-Analyse ermöglichten Aussagen zu Flächengröße sowie eine Einschätzung der Unterwuchsbeschaffenheit für 1990/91 (Wiche 2011, unpubl.). Dem-nach waren alle 20 ausgewählten Streuobstwiesen zur genannten Zeit noch genutzt (zumeist einmalige Mahd). Eine Kontrolle der Flächen im Zeitraum 2010 bis 2012 und die Rücksprache mit einzelnen Flächeneigentümern vor Ort ermöglichte zudem eine Abschätzung der aktuellen Mahdhäufigkeit auf den Flächen. Für die Untersuchungen wurden 20 Streuobstwiesen mit unterschiedlichem Mahdregime ausgewählt (vgl. Abb. 1): 11 Flächen mit einer Mahd pro Jahr, 4 Flächen mit zweimaliger Mahd und 5 Brachen (seit mehreren Jahren keine Mahd).



**Abb. 1:** Streuobstflächen mit unterschiedlich genutztem Unterwuchs: (a) Streuobstwiese mit zweimaliger Mahd pro Jahr; (b) seit einiger Zeit nicht mehr gemähte Streuobstbrache (Fotos: O. Wiche)

**Fig. 1:** Orchard stands differing in management: (a) orchard meadow with two cuts per year; (b) orchard fallow (Photos: O. Wiche).

### 3. Methoden

#### 3.1 Erfassung der Vegetationsparameter

##### 3.1.1 Vegetationszusammensetzung und mittlere Ellenberg-Zeigerwerte

Im Frühjahr 2010 und vor der 1. Mahd wurden auf allen 20 Flächen Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Dazu wurde auf jeder Untersuchungsfläche eine für den Unterwuchszustand repräsentative Aufnahmefläche von 25 m<sup>2</sup> abgegrenzt und alle vorkommenden Pflanzenarten mit ihren Deckungswerten entsprechend der nach Barkmann et al. (1964) modifizierten und verfeinerten Braun-Blanquet-Skala erfasst. Anhand der Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (1991) wurden mit Hilfe des Programms SORT 4.0 (Ackermann & Durka 1998) pro Fläche die mittleren deckungsgewichteten Zeigerwerte für die Lichtzahl, Stickstoffzahl, Feuchtigkeitszahl und Bodenreaktionszahl berechnet.

##### 3.1.2 Vegetationsstruktur und -dichte

Neben der Erfassung der mittleren Vegetationshöhe mittels eines Zollstocks sowie der Gesamtdeckung wurde für die Abschätzung der Vegetationsdichte und -stabilität eine sog. „Boorman-Scheibe“ (vgl. BUTT 1986) verwendet. Die Scheibe bestand aus Pressspan und hatte einen Durchmesser von 30 cm und ein Gewicht von ca. 200 g. Mit Hilfe eines zentralen Loches wurde sie entlang eines skalierten Stabes aus einem Meter Höhe senkrecht auf die Vegetation fallen gelassen. Die Höhe, in der die Scheibe liegen bleibt, kann als ein Summenparameter sowohl für die (mittlere) Höhe als auch die Dichte bzw. Stabilität der Vegetation angesehen werden (s. Nigmann 1997, Richert et al., 2015, im Druck). Auf jeder Untersuchungsfläche wurden zum Zeitpunkt der Vegetationserfassungen und jeweils vor der ersten Mahd Einzelmessungen an fünf zufällig ausgewählten Stellen durchgeführt und aus diesen Werten das arithmetische Mittel gebildet. Als Maß für die räumliche Heterogenität der Vegetationsdichte auf den Flächen wurde aus dem Mittelwert und der zugehörigen Standardabweichung der Variationskoeffizient (Standardabweichung/Mittelwert) berechnet.

### 3.1.3 Erfassung des High Nature Value Farmland Indikators

Der High Nature Value Farmland-Indikator (HNV-Indikator) ist ein Pflichtindikator der Europäischen Agrarpolitik zur Evaluierung der Entwicklungsprogramme Ländlicher Raum. Er gibt den Anteil der naturschutzfachlich hochwertigen Agrarflächen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche an (vgl. BMU 2010, BfN 2011). Auf allen Untersuchungsflächen erfolgte zum Zeitpunkt der Vegetationserfassungen eine Flächenbewertung anhand der Erfassungs- und Bewertungsmethodik des HNV-Indikators nach BfN (2011), wobei die kartierten Flächen in Abhängigkeit von biotopspezifischen Bewertungskriterien in 5 Wertstufen eingeteilt werden (niedrigste Stufe V, höchste Stufe I). Dabei werden nur diejenigen Flächen als „HNV farmland“ bezeichnet, die bei der Bewertung mindestens Wertstufe III oder besser erreichen (BfN 2011). Die Bestimmung der HNV-Wertstufen auf Streuobstflächen erfolgt sowohl unter Berücksichtigung des Baumbestands als auch des Unterwuchses, wobei die Wertigkeit des Unterwuchses über den Nachweis von landesspezifischen Kennarten erfolgt. Nach einer Erstbewertung der Fläche wird bei Anwesenheit von 3 oder mehr Kennarten ein 30 m langer Transekt abgeschritten und alle Kennarten entlang eines 2 m breiten Streifens (1 m rechts und links der Ganglinie) notiert. Aus den gebildeten Wertstufen des Unterwuchses und des Baumbestands wird die jeweils bessere Wertstufe zur Gesamtbewertung einer Fläche genutzt. In den Analysen wurde in dieser Arbeit nur der Teilindex zur Bewertung des Unterwuchses berücksichtigt.

### 3.1.4 Unterwuchs-Indikator nach Achtziger & Meßlinger

Die Bewertung des Unterwuchses anhand der von Achtziger & Meßlinger (2002, unpubl.) entwickelte Schnellbewertungsmethode für Streuobst (s. auch Achtziger 2014) erfolgte auf den 20 Untersuchungsflächen im Oktober 2010. Diese Methode basiert weitgehend auf der Erfassung bestimmter wertgebender Strukturmerkmale in Streuobstbeständen (z. B. Höhenangebot, Totholz, Epiphytenbewuchs, Unterwuchsbeschaffenheit) (vgl. Achtziger et al. 1999b). Das verwendete Schnellbewertungssystem besteht aus 5 Teilindizes, die sowohl den Zustand und die Artenzusammensetzung der Baumschicht als auch den Unterwuchs einbeziehen (Achtziger 2014). Zur Bewertung des Unterwuchses werden für erkennbare Hinweise auf extensive Nutzung oder Nährstoffarmut (z. B. Magerkeitsanzeiger, blütenreiche Bereiche, kurzrasige Bereiche) Bewertungspunkte vergeben (max. 10 Punkte). Ökologisch hochwertige Flächen werden auf diese Weise durch steigende Punktzahlen beschrieben.

### 3.2 Erfassung, Bestimmung und Charakterisierung der Zikaden

Die Erfassung der Zikaden erfolgte an 2 Terminen (Ende Juni, Mitte August 2010) mit Hilfe von 30 Kescherschlägen pro Fläche. Die Bestimmung erfolgte nach Biedermann & Niedringhaus (2004), wobei die Larven nur bis zur Gattung bestimmt wurden. Nicht bis zur Art bestimmbare Weibchen wurden soweit möglich den sicher bestimmten Männchen zugeordnet. Aus den Individuenzahlen pro Art wurden die Artenzahl sowie der Shannon-Diversitätsindex (s. Mühlenberg 1993) pro Fläche berechnet. Außerdem wurde die Anzahl an Rote-Liste-Arten (Rote Liste Bayern, Nickel 2004) ermittelt. Als weiteres Bewertungskriterium wurden die Zikadenarten entsprechend ihrer ökologischen Spezifizierung in „Spezialisten“ und „Generalisten“ eingeteilt (Tabelle 1, vgl. Nickel & Achtziger 1999).

**Tabelle 1:** Einteilung der Zikadenarten des Grünlands entsprechend ihrer Nährpflanzen- und Habitatspezifität sowie weiterer Merkmale (s. Nickel & Achtziger 1999).

**Table 1:** Classification of grassland hopper species according to plant and habitat specificity and other traits (see Nickel & Achtziger 1999).

	Strategie	Nährpflanzen-spezifitätbindung	Nischenbreite	Generatio-nen/Jahr	Mobilität
<b>Spezialisten</b>	stenotop	1 Pflanzenart	schmal	1-2	gering
	oligotop	1 Pflanzengattung	mittel - schmal	1-2	mittel
<b>Generalisten</b>	eurytop	1-2 Pflanzenfamilien	weit	2	mittel
	Pionier	Polyphag	weit	2 oder mehr	hoch

### 3.3 Statistische Verfahren und Auswertemethoden

Aufgrund der geringen Stichprobenzahl und nicht normalverteilten Daten wurden folgende nicht-parametrische statistische Testverfahren angewandt: Kruskal-Wallis-Tests für Mittelwert- oder Medianvergleiche (z. B. zwischen den Nutzungsvarianten) sowie Spearman-Rangkorrelationsanalysen für Korrelationen zwischen numerischen Variablen. Alle genannten statistischen Verfahren wurden mit Hilfe der Statistiksoftware Statgraphics Centurion XVI (Statpoint Technologies, Inc. 1992-2010) durchgeführt. Alle statistischen Tests werden bei einem Signifikanz-Niveau von  $p < 0,10$  als signifikant angesehen.

Für den Vergleich der Artenzahlen zwischen den Flächen mit unterschiedlicher Nutzungsintensität wurden mittlere Artenakkumulations-Kurven („Shinozaki-Kurven“, Rarefaction curves) nach der Formel von Shinozaki (Shinozaki 1963) mit Hilfe eines selbst erstellten Programms berechnet (vgl. Achtziger et al. 1992). Die Kurven geben an, wieviele Arten im Mittel bei einer bestimmten Anzahl an untersuchten Flächen zu erwarten gewesen wären und lassen so Artenzahlvergleiche zwischen Kategorien mit unterschiedlichen Anzahlen an Probe/fläche)n zu. Die beta-Diversität ( $\beta$ -Diversität) als Maß für die unterschiedliche Artenzusammensetzung zwischen den Flächen wurde wie folgt berechnet:

$$\beta\text{-Diversität} = \gamma\text{-Diversität} / \text{mittlere } \alpha\text{-Diversität} \quad (\text{Formel 1})$$

mit  $\gamma$ -Diversität = Gesamtartenzahl,  $\alpha$ -Diversität = Artenzahl pro Fläche

Zur Analyse der Ähnlichkeit der Streuobstwiesen hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung wurde eine Ordinierung nach dem Verfahren des Nonmetrical Multidimensional Scaling (NMS) mit Hilfe der Software PC-ORD berechnet (McCune & Mefford 2011).

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Überblick über die aufgenommenen Parameter und Bewertungsindizes

Insgesamt konnten bei der Untersuchung der 20 Streuobstbestände 134 Pflanzenarten und 1.317 Zikadenindividuen aus 59 Arten nachgewiesen werden, darunter 10 Arten der Roten Liste Bayerns (Nickel 2004). Eine Zusammenstellung der nachgewiesenen Zikadenarten mit ihren Individuenzahlen ist in Tabelle A1 im Anhang zu finden. Bei 7 Arten (11 Individuen) handelt es sich vermutlich um zufällige Einflieger aus dem Baumbestand oder aus benachbarten Flächen (in Tabelle A1 mit „\*“ markiert); diese wurden in den quantitativen Analysen nicht berücksichtigt. In Tabelle 2 sind die analysierten Parameter der Vegetation und der Zikadengemeinschaften aufgelistet.

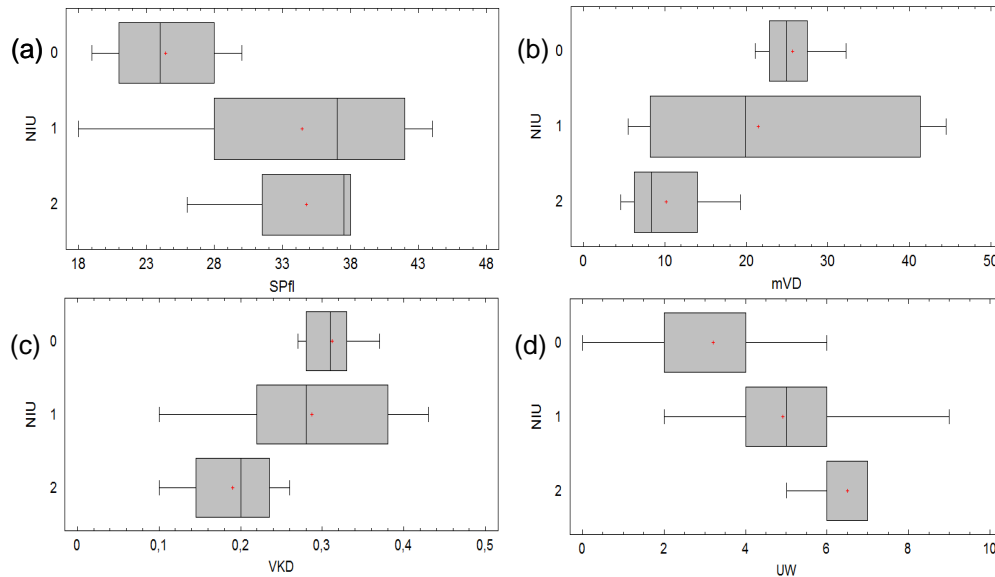
**Tabelle 2:** Erfasste Parameter der Vegetation und der Zikadengemeinschaften sowie berechnete Indizes.**Table 2:** Measured parameters of vegetation and hopper communities as well as calculated indices.

NVNP = Nicht-VNP-Flächen/sites without conservation contract, VNP = VNP-Flächen/contract sites, Mahd = Anzahl der Schnitte pro Jahr/number of cuts per year, SPfl = Artenzahl der Pflanzen/plant species number, NZ = Individuenzahl Zikaden / number of individuals of Auchenorrhyncha, SZ = Artenzahl Zikaden/species number of Auchenorrhyncha; SPZ = Artenzahl an Spezialisten (Zikaden)/number of specialised Auchenorrhyncha species, NSPZ = Individuenzahl an Spezialisten (Zikaden)/number of specialised Auchenorrhyncha individuals, mN = mittlere Stickstoffzahl nach Ellenberg et al. (1992)/mean nitrogen value after Ellenberg et al. (1992), mVD = mittlere Vegetationsdichte [cm]/mean vegetation density [cm], VKD = Variationskoeffizient der Vegetationsdichte/coefficient of variance of vegetation density, UW = Unterwuchs-Index/understorey indicator (s. 3.1.4), HNU = Teilindex des HNV zur Unterwuchsbewertung/HNV index for orchard meadows (s. 3.1.3), **fett/bold** = Maximum/maximum.

Nr	Mahd	Vertrag	SPfl	NZ	SZ	SPZ	NSPZ	mN	mVD	VKD	HNU	UW
1	2x	NVNP	38	98	14	10	66	5,8	8,0	0,10	1	5
6	2x	VNP	37	92	<b>19</b>	<b>13</b>	71	3,8	4,6	0,19	1	7
12	2x	NVNP	38	69	11	9	63	5,5	19,3	0,21	2	7
14	2x	NVNP	26	99	9	7	93	5,0	8,8	0,26	3	7
2	1x	NVNP	32	40	12	9	33	5,5	11,8	<b>0,43</b>	4	6
3	1x	NVNP	28	28	10	1	2	5,5	20,6	0,28	2	2
5	1x	VNP	<b>44</b>	63	13	7	45	5,9	13,8	0,10	2	6
7	1x	NVNP	18	86	13	8	37	6,3	<b>44,5</b>	0,22	<b>5</b>	2
8	1x	NVNP	25	14	7	4	6	<b>6,5</b>	41,3	0,27	3	4
11	1x	VNP	40	141	15	12	<b>114</b>	3,6	5,5	<b>0,43</b>	1	<b>9</b>
13	1x	VNP	40	101	<b>19</b>	12	78	4,1	5,9	0,29	1	6
15	1x	VNP	37	9	5	4	6	4,7	8,2	0,18	3	5
16	1x	NVNP	42	46	13	11	43	4,9	22,5	0,30	2	4
17	1x	VNP	31	<b>146</b>	11	7	29	5,4	42,3	0,28	3	5
19	1x	VNP	42	75	17	10	32	5,4	19,9	0,38	1	5
4	0x	NVNP	30	67	9	8	65	4,9	32,2	0,37	3	4
9	0x	NVNP	24	34	13	7	21	4,9	22,8	0,28	3	6
10	0x	NVNP	19	44	15	8	22	5,1	24,9	0,33	3	4
18	0x	NVNP	21	19	8	7	17	5,3	27,5	0,27	4	0
20	0x	NVNP	28	35	12	7	16	6,1	21,1	0,31	3	2

#### 4.2 Zusammenhänge zwischen Mahdregime und Vegetation

Der Einfluss der Intensität der Unterwuchsnutzung (Mahdhäufigkeit, NIU) wurde durch einen Vergleich der Nutzungskategorien Brache / keine Mahd (5 Flächen), einmalige Mahd (11 Flächen) und zweimalige Mahd (4 Flächen) untersucht (Abb. 2).



**Abb. 2:** Box-Plots zum Vergleich der Mediane (senkrechte Striche) zwischen den Nutzungsintensitäten (NIU) des Unterwuchses (0 = Brache, 1 = einmalige Mahd, 2 = zweimalige Mahd) und (a) der Pflanzenartenzahl (SPfl), (b) der mittleren Vegetationsdichte (mVD), (c) dem Variationskoeffizienten der Dichtemessungen (VKD) und (d) dem Bewertungs-Index für den Unterwuchs (UW).

**Fig. 2:** Box plots for a comparison of medians (vertical lines) between management intensity categories (NIU) of orchard meadows (0 = fallow, 1 = one cut per year, 2 = two cuts per year) and (a) number of plant species (SPfl), (b) mean vegetation density (mVD), (c) coefficient of variation of vegetation density (VKD) and (d) habitat assessment index for orchard meadows (UW).

Anhand der Box-Plot-Darstellungen in Abb. 2 zeigt sich zunächst, dass die einmal gemähten Flächen bezüglich der dargestellten Parameter Pflanzenartenzahl SPfl (Abb. 2a), Vegetationsdichte mVD und Variationskoeffizient VKD (Abb. 2b, c) sowie Unterwuchsindikator UW (Abb. 2d) im Vergleich zu den beiden anderen Nutzungskategorien die größte Variabilität aufwiesen. Das bedeutet zum Beispiel, dass die einmal gemähten Wiesen ein breites Spektrum von artenarmen Flächen (18 Arten, Fläche Nr. 7) bis hin zu sehr artenreichen Flächen (44 Arten, Nr. 5) aufwiesen (vgl. auch Tabelle 2).

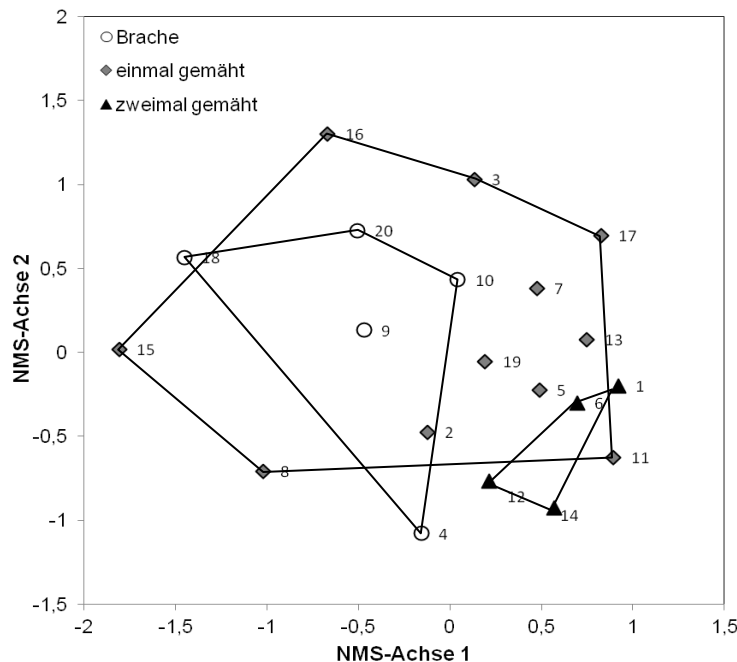
Die quantitative Auswertung mit Hilfe von Kruskal-Wallis-Tests zeigte, dass auf den gemähten Flächen, unabhängig von der Mahdhäufigkeit, im Mittel signifikant höhere Pflanzenartenzahlen festzustellen waren als auf brachliegenden Flächen (Abb. 2a, KW-Test:  $p = 0,010$ ). Dagegen waren die mittlere Vegetationsdichten (mVD) und die zugehörigen Variationskoeffizienten (VKD) auf den nicht gemähten Brachen im Mittel signifikant höher als auf Flächen mit zweimaliger Mahd (KW-Test mVD:  $p = 0,047$ ; KW-Test VKD:  $p = 0,053$ ; vgl. Abb. 2b, c). Beim Vergleich des Unterwuchs-Bewertungsindex (UW) konnten zudem signifikante Unterschiede zwischen allen drei Nutzungskategorien gefunden werden (Abb. 2d, KW-Test UW:  $p = 0,003$ ), wobei die Wertepunktzahlen mit Zunahme der Mahdhäufigkeit von Brachen über einschürige Flächen hin zu zweischürigen Flächen anstiegen (Abb. 2d). Andere Vegetationsparameter unterschieden sich nicht signifikant hinsichtlich der Mahdhäufigkeit (KW-Tests:  $p > 0,10$ ).

### 4.3 Beziehungen zwischen Mahdregime und Zikadengemeinschaften

#### 4.3.1 Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen den Nutzungstypen

Bei Betrachtung von Tabelle A1 (Anhang), in der die Flächen entsprechend der Mahdhäufigkeit sowie Vorkommen und Häufigkeit der festgestellten Zikadenarten angeordnet sind, zeigt sich zunächst, dass ein größerer Anteil der auf den untersuchten Streuobstflächen nachgewiesenen Zikadenarten von ökologisch zumindest mäßig anspruchsvollen Arten gebildet wird („S“ in Tabelle A1). Die Zikadenfauna der untersuchten Streuobstwiesen wird dabei – neben wenigen Arten des Intensivgrünlands mit höheren Individuenzahlen (z. B. *Errastunus ocellaris*, *Euscelis incisus*) – überwiegend aus Arten des mäßig feuchten bis mäßig trockenen, extensivierten Grünlands gebildet (vgl. Nickel & Achtziger, 1999). In allen Nutzungstypen kamen *Turrutus socialis*, *Lepyronia coleoptrata*, *Megadelphax sordidula*, *Megophthalmus scanicus*, *Graphocraerus ventralis* und *Athysanus argentarius* mit relativ hohen Anteilen vor (Tabelle A1, Anhang). Typische Arten des extensivierten Grünlands waren dagegen schwerpunktmäßig auf einmalig gemähten Flächen (z. B. *Cicadula persimilis*) und/oder Brachen nachzuweisen (*Dicranotropis hamata*, *Philaenus spumarius*, vgl. Tabelle A1).

Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Nutzungstypen sind auch anhand der NMS-Ordinierung in Abb. 3 zu erkennen, die auf Basis der Zikaden-Abundanzen der 20 Streuobstwiesen aus Tabelle A1 berechnet wurde (s. 3.3.).



**Abb. 3:** Ergebnisse einer NMS-Ordinierung (Nonmetrical multidimensional scaling) über die Artenzusammensetzung der Zikaden auf den 20 untersuchten Streuobstwiesen mit Flächennummer (vgl. Tabelle 2) und Angaben zur Mahdhäufigkeit; äußerste Punkte durch Linien verbunden.

**Fig. 3:** Results of a NMS ordination (Nonmetrical multidimensional scaling) based on the species composition of hopper communities of the 20 orchards sites with number of the site (see Tabelle 2) and cutting intensity; outmost points connected by lines.



Flächen, die im NMS-Diagramm in Abb. 3 nahe beieinander liegen, haben eine höhere Ähnlichkeit in ihrer Artenzusammensetzung als Flächen, die weiter auseinander liegen. Dabei zeigt sich, dass sich die Artenzusammensetzung auf den Brachen und auf zweimalig gemähten Flächen recht deutlich unterscheiden (keine Überlappung der Bereiche in Abb. 3), während die einmalig gemähten Flächen ähnlich wie bei den Vegetationsparametern die größte Variabilität zeigen und Überlappungen sowohl mit den Brachen (Nr. 2, 3, 19) als auch mit den zweimal gemähten Wiesen aufweisen (Nr. 5, 11, 13; vgl. Abb. 3). Die stark abweichende Zusammensetzung von Fläche 15 (eine Mahd, nur 5 Zikadenarten) ist wohl mit ihrer extrem isolierten Lage in einer Waldfläche zu erklären (Wiche 2011, unpubl.). Auch die ebenfalls relativ isolierte, an Wald angrenzende Fläche Nr. 8 (einmalige Mahd, 7 Arten) sowie die artenarme Fläche Nr. 18 (Brache, 8 Arten) weisen eine abweichende Artenzusammensetzung auf (s. Tabelle A1) und werden daher im NMS-Diagramm in Abb. 3 entlang von Achse 1 ganz nach links gestellt. Daher korrelieren die NMS-Koordinaten der Achse 1 auch signifikant positiv mit der Zikadenartenzahl (Spearman-Rangkorrelation:  $r_s = 0,58$ ,  $p = 0,02$ ,  $n = 20$ ). Dies bedeutet, dass entgegen von Achse 1 (von rechts nach links) beginnend mit den ein- und zweimal gemähten Wiesen über die Brachen eine Abnahme der Artenzahl stattfindet.

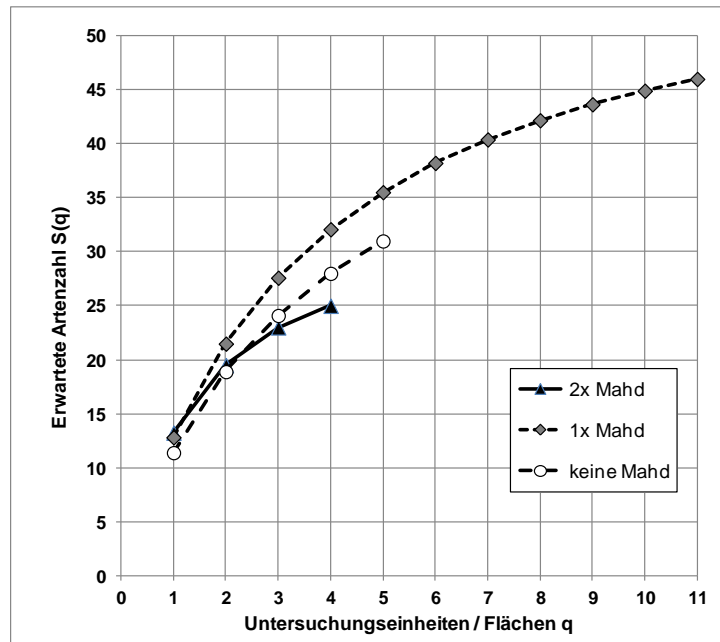
#### 4.3.2 Vergleich der Diversität zwischen den Nutzungstypen

In Tabelle 3 sind die verschiedenen Ausprägungen der Diversität (vgl. Kap. 3.3) für die drei Nutzungstypen zusammengestellt. Danach war die mittlere lokale Diversität oder  $\alpha$ -Diversität auf den zweimalig gemähten Flächen mit 13,3 Arten am höchsten, gefolgt von den einmal gemähten Flächen (12,3) und den Brachen (11,4). Dagegen war die  $\beta$ -Diversität als Maß für die Unterschiede in der Artenzusammensetzung innerhalb der zweischürigen Wiesen deutlich geringer als auf den einmalig gemähten Flächen und den Brachen (Tabelle 3), was bereits anhand der NMS-Ordinierung (Abb. 3) festgestellt wurde. Die Gesamtartenzahl als Maß für die  $\gamma$ -Diversität war entsprechend der größeren Anzahl an Untersuchungsflächen erwartungsgemäß in den einmal gemähten Wiesen am höchsten, gefolgt von Brachen und zweischürigen Flächen (Tabelle 3). Um diese Werte dennoch vergleichen zu können, wurde für jede Nutzungskategorie die mittlere Artenakkumulations-Kurve („Shinozaki-Kurve“) berechnet (Abb. 4). Anhand der Kurven kann im konkreten Fall abgelesen werden, wieviele Arten  $S(q)$  im Mittel zu erwarten gewesen wären, wenn für die Brachen und einschürigen Wiesen ebenfalls nur vier Flächen ( $q = 4$ ) wie für die zweischürigen Wiesen untersucht worden wären (vgl. Achtziger et al. 1992).

**Tabelle 3:**  $\alpha$ -,  $\beta$ - und  $\gamma$ -Diversität der Zikadengemeinschaften bzgl. der Mahdhäufigkeit

**Table 3:**  $\alpha$ -,  $\beta$ - and  $\gamma$ -diversity for the three mowing intensities.

Parameter	2x Mahd	1x Mahd	Brachen
Anzahl Flächen	4	11	5
$\alpha$ -Diversität (Mittelwert Artenzahl $\pm s$ )	13,3 $\pm$ 4,3	12,3 $\pm$ 4,1	11,4 $\pm$ 2,9
$\beta$ -Diversität (Diversität zw. Flächen)	1,89	3,59	2,72
$\gamma$ -Diversität (Gesamtartenzahl)	25	46	31
Zu erwartende Artenzahl $S(q)$ bei 4 Flächen (aus Abb. 4)	25,0	32,1	28,0



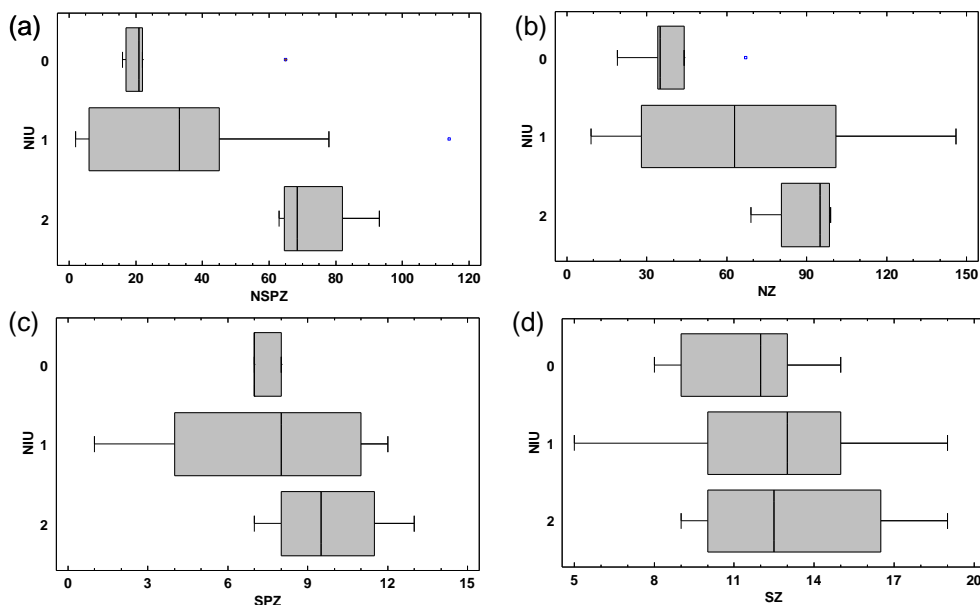
**Abb. 4:** Mittlere Artenakkumulationskurven („Shinozaki-Kurven“) pro Nutzungskategorie (s. Text).

**Fig. 4:** Mean cumulative species curves („Shinozaki curves“) for each mowing regime (see text).

Vergleicht man die zu erwartenden Artenzahlen  $S(q)$  in Abb. 4 bei  $q = 4$ , so erkennt man, dass – bezogen auf die Anzahl an Untersuchungsflächen – auf den einmal gemähten Flächen mit 32,1 Arten deutlich höhere Artenzahlen als auf Brachen (28 Arten) und den zweischürigen Wiesen (25 Arten) vorkamen (vgl. Tabelle 3). Die stärkere Krümmung der Kurve der zweischürigen Wiesen in Abb. 4 im Vergleich zu den Brachen und zu einmal gemähten Wiesen deutet auf einen höheren Artenerfassungsgrad und eine geringere  $\beta$ -Diversität hin (s. Tabelle 3). Die weniger gekrümmten, noch nicht in eine Sättigungsphase übergehenden Kurvenverläufe der Brachen und der einmal gemähten Flächen zeigt dagegen, dass bei der Untersuchung von mehr Flächen noch weitere Arten zu erwarten wären.

#### 4.3.3 Statistischer Vergleich der Gemeinschaftsparameter zwischen dne Nutzungstypen

Beim Vergleich ausgewählter Gemeinschaftsparameter zwischen den drei Mahdintensitäten anhand von Kruskal-Wallis-Tests (KW-Tests) zeigten sich Unterschiede insbesondere zwischen den zweischürigen Flächen und den Streuobstbrachen (Abb. 5): Auf zweischürigen Flächen wurden im Mittel signifikant höhere Individuenzahlen der ökologisch anspruchsvolleren Arten gefunden als auf einmal oder nicht gemähten Streuobstwiesen (Abb. 5a, KW-Test:  $p = 0,07$ ). Auch die Gesamtindividuenzahl NZ war auf den zweimal gemähten Flächen im Mittel signifikant höher als auf Brachen (Abb. 5b, KW-Test:  $p = 0,07$ ). Die Anzahl ökologisch anspruchsvoller Arten SPZ (Abb. 5b) und die Zikadenartenzahl (Abb. 5c) waren zwar in der Tendenz auf den zweimal gemähten Flächen im Mittel ebenfalls leicht höher als auf den nicht gemähten Brachen, die Unterschiede waren allerdings nicht signifikant. Die einmal gemähten Flächen zeigten bzgl. der untersuchten Parameter eine sehr hohe Variabilität.



**Abb. 5:** Box-Plots zum Vergleich der Mediane (senkrechte Striche) zwischen den Nutzungsintensitäten (NIU) des Unterwuchses (0 = Brache, 1 = einmalige Mahd, 2 = zweimalige Mahd) und (a) der Individuenzahl der spezialisierten Zikadenarten (NSPZ), (b) der Gesamtindividuenzahl (NZ), (c) der Artenzahl der spezialisierten Zikaden (SPZ) und (d) der Zikadenartenzahl (SZ) pro Fläche.

**Fig. 5:** Box plots for a comparison of medians (vertical lines) between management intensity categories (NIU) of orchard meadows (0 = fallow, 1 = one cut per year, 2 = two cuts per year) and (a) number of individuals of specialised species (NSPZ), (b) number of individuals (NZ), (c) species number of specialised species (SPZ), and (d) number of hopper species (SZ).

#### 4.4 Beziehungen zwischen Parametern der Vegetation und der Zikadenfauna

Um Aussagen darüber machen zu können, inwiefern die jeweilige Mahdintensität die Struktur und die Zusammensetzung der Zikadengemeinschaften beeinflusst, wurden anhand von Korrelationsanalysen (Spearman-Rangkorrelationen) Zusammenhänge zwischen ausgewählten Parametern der Zikadengemeinschaften und der Vegetation untersucht (s. Tabelle 4). Die signifikant positive Korrelation zwischen der Pflanzenartenzahl (SPfl) und der Zikadenartenzahl (SZ) (s. Abb. 6a) zeigt, dass mit einer höheren Pflanzenartenzahl auch mehr Zikadenarten auftraten (vgl. Tabelle 4). Die Anzahl von ökologisch spezialisierteren Zikadenarten und deren Individuenzahlen pro Fläche (SPZ, NSPZ) stieg ebenfalls signifikant mit der Anzahl der Pflanzenarten an (Tabelle 4).

Außerdem ergaben sich signifikant negative Korrelationen zwischen den untersuchten Zikadenparametern und der mittleren Stickstoffzahl der Flächen (mN) sowie der mittleren Vegetationsdichte (mVD, Abb. 6b). Aus Sicht des Einsatzes von Zikaden als Indikatoren zur Bewertung von Streuobstwiesen (Wiche & Achtziger 2012) ist interessant, dass sowohl die Zikadenartenzahl als auch die Arten- und Individuenzahlen der spezialisierten Zikaden mit dem HNV-Teilindikator Unterwuchs (HNU) sowie mit dem Unterwuchs-Index (UW) korrelierten (Tabelle 4).

**Tabelle 4:** Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen Vegetationsparametern (Spalten) und ausgewählten Parametern der Zikadengemeinschaften (Zeilen); Abkürzungen s. Tabelle 2; (\*)  $p < 0,10$ , \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$  (ohne die extrem isolierte und artenarme Fläche 15).

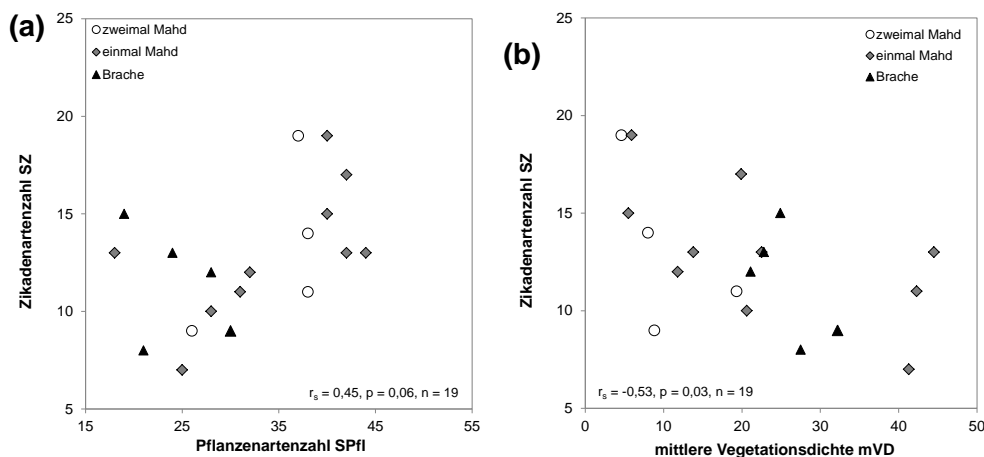
**Table 4:** Spearman rank correlation coefficients for relationships between vegetation parameters (columns) and parameters of Auchenorrhyncha communities (rows); abbreviations see Table 2; (\*)  $p < 0,10$ , \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$  (extremely isolated and species poor site 15 omitted).

Parameter	n	SPfl	mN	mVD	HNU	UW
Artenzahl Zikaden SZ	19	0,45(*)	-0,38	-0,53*	-0,62**	0,38
Artenzahl Spezialisten SPZ	19	0,57*	-0,54*	-0,58*	-0,58*	0,48*
Individuenzahl Spezialisten NSPZ	19	0,50*	-0,52*	-0,65**	-0,48*	0,71**

## 5. Diskussion

### 5.1 Beziehungen zwischen Mahdhäufigkeit und Vegetation

Die Zusammensetzung und Diversität von Zikadengemeinschaften werden im Grünland wie Streuobstwiesen im Wesentlichen durch die Ausprägung der vorhandenen Vegetation (Diversität, Zusammensetzung, Struktur) geprägt (z. B. Biedermann et al. 2005). Die Vegetationsausprägung von Wiesen ist wiederum zum großen Teil ein Ergebnis der Nutzung, insbesondere der Mahd. Im Gegensatz zum konventionellen Wirtschaftsgrünland, das in der Regel mehr als zweimal gemäht und auch gedüngt wird, wurden und werden die untersuchten Streuobstwiesen sehr extensiv genutzt: Unabhängig davon, ob es sich um eine VNP-Fläche handelte, wurden die Flächen nicht gedüngt und meist einmal, in wenigen Fällen auch zweimal im Jahr gemäht. Aufgrund der vorhandenen Bäume und / oder der Hanglage können solche Flächen meist nur mit dem Balkenmäher oder kleineren Traktoren gemäht werden (STMLU/ANL 1994, STMELF 1995).



**Abb. 5:** Beziehung zwischen Zikadenartenzahl (SZ) und (a) der Pflanzenartenzahl (SPfl) pro Fläche und (b) der mittleren Vegetationsdichte (mVD) pro Fläche (ohne Fläche 15) (vgl. Tabelle 4).

**Fig. 5:** Relationship between number of hopper species (SZ) and (a) the number of plant species (SPfl) and (b) the mean vegetation density (mVD) per plot (site 15 omitted) (see table 4).

Bei der Mahd bleiben in unmittelbarer Nähe der Bäume oder über ganze Baumreihen hinweg ungemähte Bereiche stehen, die den Zikaden als Rückzugsräume und als Quellen für die (Wieder-)Besiedelung der gemähten Flächen dienen können. Im Gegensatz zu anderen Formen des mesophilen Grünlands ist aufgrund der Bewirtschaftungerschwernisse und des geringen Ertrags der untersuchten Streuobstwiesen die Gefahr der Verbrachung und Verbuschung infolge einer völligen Nutzungsaufgabe deutlich höher als die Gefahr einer Nutzungsintensivierung (Düngung, mehrfache Mahd). Dies wird durch die Beobachtung bestätigt, dass die Flächen mit einer Baumdichte von über 2 Bäumen pro 100 m<sup>2</sup> nicht mehr gemäht wurden und damit verbrachten (Wiche 2011, unpubl.).

Um Aussagen über die Beziehungen zwischen Mahdregime und Zikadengemeinschaften machen zu können, wurde zunächst der Einfluss der Mahdhäufigkeit auf die Vegetation untersucht (Kap. 4.2). Dabei zeigte sich, dass auf den nicht (mehr) gemähten Flächen (Streuobstbrachen) im Mittel signifikant weniger Pflanzenarten und eine höhere Vegetationsdichte (gemessen mit der Boorman-Scheibe) als auf den ein- oder zweimal gemähten Flächen festgestellt wurden (Abb. 2). Analog zu Deuschle et al. (2000) und StMLU/ANL (1994) zeigte damit die Nutzungsaufgabe der Streuobstwiesen deutlich negative Effekte auf die Artendiversität der Vegetation. Die untersuchten Streuobstbrachen waren durch teilweise fortgeschrittene Verbuschung und einen nur von wenigen konkurrenzstarken Arten dominierten Unterwuchs gekennzeichnet (vgl. Abb. 1b). Dies war vor allem die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*), die auf brach gefallenem Magerwiesen wie den untersuchten Streuobstwiesen zur Vereinheitlichung der Vegetationsstruktur und zu einer abnehmenden Biodiversität führen kann (vgl. Rein & Otte 2001). Auf Flächen, die mindestens einmal pro Jahr gemäht wurden, fehlten diese Arten entweder ganz oder waren stark zurückgedrängt, was mit entsprechend positiven Effekten auf die Artenzahlen und Unterwuchsstruktur einherging. Anzeichen einer Verbuschung waren auf den gemähten Flächen ebenfalls nicht erkennbar.

Analog zu den Ergebnissen von Arens & Neff (1997), die den Einfluss des Mahdregimes in extensiv genutztem Grünland untersuchten, wirkte sich bereits eine einmalige Mahd pro Jahr positiv auf die Pflanzenartenzahl aus und stellt somit eine effektive Maßnahme zur Erhaltung der Biodiversität im Unterwuchs und der Offenhaltung der Flächen dar. Während Deuschle et al. (2000) die höchsten Pflanzenartenzahlen auf zweischürigen Streuobstwiesen feststellten, konnten in der vorliegenden Untersuchung keine signifikanten Unterschiede in der Pflanzendiversität zwischen einmal oder zweimal gemähten Flächen gefunden werden (vgl. Abb. 2a). Allerdings zeigten zweimalig gemähte Streuobstwiesen im Vergleich zu einmal gemähten Flächen u. a. höhere Anteile von krautigen Pflanzenarten nährstoffarmer Standorte wie *Chrysanthemum leucanthemum*, *Medicago lupulina*, *Armeria maritima*, *Campanula rotundifolia*, *Sanguisorba minor* und *Dianthus carthusianorum* (Wiche 2011, unpubl.). Diese aus naturschutzfachlicher Sicht wertvollere Ausstattung an z. B. Magerkeitszeigern schlägt sich u. a. im Unterwuchs-Indikator wieder, der mit der Mahdhäufigkeit von Brachen über einmal bis zu zweimal gemähten Flächen signifikant anstieg (Abb. 2d). Dagegen nahm erwartungsgemäß die mittlere Vegetationsdichte bzw. -höhe, aber auch die räumliche Heterogenität der Vegetationsdichte mit Zunahme der Mahdhäufigkeit ab (Abb. 2b, c). Dies zeigt, dass insbesondere die zweimalige Mahd bereits zu einer Homogenisierung der Flächen hinsichtlich der Vegetationsstruktur führte, was nach Nickel & Hildebrandt (2003) auch zu einer Verarmung und Homogenisierung der Zikadengemeinschaften führen kann.

## 5.2 Einfluss des Mahdregimes und der Vegetation auf die Zikadengemeinschaften

Anhand von Tabelle A1 (Anhang) sowie der NMS-Ordinierung in Abb. 3 sind Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den zweimal, einmal und nicht gemähten Flächen zu erkennen (s. Kap. 4.3.1). Möglicherweise auch aufgrund der höheren Anzahl an einmal gemähten Flächen waren die Unterschiede in der Artenzusammensetzung in diesem Mahdtyp deutlich höher als in den Brachen und insbesondere den zweimal gemähten Wiesen (größere Fläche in Abb. 3, höhere  $\beta$ -Diversität, Tabelle 3).

Beim Vergleich der Zikadenarten auf den gemähten Flächen muss allerdings auch berücksichtigt werden, dass ein Teil der Tiere aus nicht gemähten Bereichen um die Bäume herum (s. o.) eingewandert sein könnte (Einflieger, in Tabelle A1 mit „\*“ gekennzeichnet). Unterschiede in den nachgewiesenen Arten sowie im Erfassungsgrad der Zikadenfauna generell können zudem durch die Verwendung der Keschermethode entstanden sein, mit der – im Vergleich zur Saugmethode – besonders in der hohen und dichten Vegetation von Brachen die bodennah lebenden, oftmals auch spezialisierten Arten kaum bis gar nicht erfasst werden (z. B. Achtziger et al. 2014). Anzeichen hierfür könnten die signifikant höheren Individuenzahlen in den zweischürigen Streuobstwiesen (Abb. 5a, b), die negative Korrelation zwischen Vegetationsdichte und Individuenzahl (Abb. 6b) sowie der sich in der stärker gekrümmten Shinozaki-Kurve abzeichnende höhere Erfassungsgrad in zweimal gemähten Wiesen (Abb. 4) sein. Wie stark der methodenbedingte Einfluss für die Unterschiede zwischen den Mahdhäufigkeiten verantwortlich war, ist allerdings nicht abzuschätzen. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass die meisten Arten auf den Untersuchungsflächen ihren Vorkommensschwerpunkt gemäß ihrer Anpassung an die durch die Mahd bedingte Vegetationsstruktur (Mikroklima) und Pflanzenzusammensetzung gefunden haben.

Entgegen den Ergebnissen von Untersuchungen im feuchten Wirtschaftsgrünland (z. B. Nickel & Hildebrandt 2003, Nickel & Achtziger 2005), bei denen die niedrigsten Artenzahlen von Zikaden auf zweischürigen Wiesen und die höchsten in Extensivwiesen und Brachen gefunden wurden, waren in den untersuchten Streuobstwiesen keine signifikanten Unterschiede in den Artenzahlen zwischen den einmal, zweimal und nicht gemähten Flächen zu finden (Kap. 4.3.3, Abb. 3d). Allerdings wiesen die zweimal gemähten Flächen die geringste zu erwartende Artenzahl sowie die geringste  $\beta$ -Diversität auf (Tabelle 3, Abb. 4); beide Kennzahlen waren auf Brachen und insbesondere auf den einmal gemähten Flächen höher (Tabelle 3). Dies deckt sich mit Ergebnissen von Morris (1981), der einen signifikanten negativen Einfluss insbesondere des zweiten Schnitts auf die Zikadendiversität in Grünlandflächen nachweisen konnte (s. auch Achtziger et al. 1999a). Im Fall der untersuchten Streuobstwiesen führte der zweite Schnitt zum einen zu einer Reduzierung der Zikadengesamtartenzahl und zum anderen zu einer gewissen Homogenisierung, sowohl beim Artenspektrum den Zikaden als auch bei der Vegetationsstruktur (s.o.).

Im Gegensatz zu den genannten Untersuchungen im Wirtschaftsgrünland wiesen allerdings die zweimal gemähten Streuobstwiesen im Mittel die höchsten Individuenzahlen an ökologisch anspruchsvolleren Arten auf (Abb. 5a), deren Artenzahlen waren zudem zumindest tendenziell in zweimal gemähten Flächen höher als auf Brachen und einigen einmal gemähten Flächen (Abb. 5c). Dies könnte zumindest teilweise mit dem oben erwähnten Erfassungsdefizit durch die Keschermethode erklärt werden, wodurch ökologisch spezi-

alisierte Arten, die in den für den Kescher schwer zugänglichen Grasbulten in Brachen leben (z. B. bestimmte Delphaciden), nicht oder nur unzureichend erfasst wurden (s. o.). Auf der anderen Seite wiesen die zweimal und einmal gemähten Wiesen signifikant höhere Pflanzenartenzahlen als die Brachen auf (Abb. 2a) und die Arten- und Individuenzahl der spezialisierteren Arten sowie die Zikadengesamtartenzahl korrelierten signifikant positiv mit der Pflanzenartenzahl (Tabelle 4, Abb. 5). Solche positiven Zikadenarten-Pflanzenarten-Beziehungen zeigten sich auch bei Untersuchungen in mittelfränkischen Streuobstbeständen ( $r_s = 0,63$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 12$ ; Achtziger et al. 1998, unpubl.) sowie in anderen, zumeist extensiv oder ungenutzten Graslandbiotopen (vgl. Achtziger et al. 2014). Da durch die Mahd insbesondere die kleinwüchsigeren, konkurrenzschwachen Pflanzenarten gefördert werden, auf die – im Gegensatz zu großwüchsigen und weit verbreiteten Pflanzenarten – relativ wenige Zikadenarten spezialisiert sind (s. Nickel 2003), wird die Zikadenfauna, anders als die Vegetation, durch die Mahd oftmals nicht gefördert.

Die traditionelle Bewirtschaftung der Streuobstwiesen stellt die extensive Mahdnutzung mit zwei Schnitten pro Jahr bei mäßiger oder gänzlich fehlender Düngung dar (STMELF 1995). Seit mehreren Jahrzehnten werden allerdings aufgrund der erwähnten Nutzungserschwerisse nur noch wenige Streuobstwiesen in dieser Form genutzt, so dass die meisten Flächen entweder nur einmal gemäht werden oder nicht mehr bewirtschaftet werden und verbrachen. Auf vielen der einmal gemähten Streuobstwiesen konnten sich ein pflanzenartenreicher Unterwuchs mit zahlreichen, meist magerkeitsliebenden Kräutern und Gräsern und das entsprechende Zikadenartenspektrum des mesophilen, moderat extensiv genutzten Grünlands etablieren (vgl. „Ökogramm“ in Nickel & Achtziger 2005: 330), so dass die zu erwartenden Artenzahlen auf den einmalig gemähten Flächen im Vergleich zu Brachen und besonders zu zweischürigen Flächen am höchsten waren (s. Abb. 4). Die in dieser Untersuchung erzielten Ergebnisse deuten darauf hin, dass sowohl eine Nutzungsaufgabe (Verbrachung) als auch ein zweiter Schnitt sich kurz- bis mittelfristig negativ auf die Zikadengemeinschaften und –diversität auswirken: Im Zuge der Verbrachung werden die Pflanzenartenzahlen und in Folge auch die Zikadenartenzahlen reduziert. Inwieweit sich auf den Brachen mittel- und langfristig ökologisch spezialisiertere Arten etablieren können, kann anhand dieser Studie nicht beurteilt werden. Ein zusätzlicher zweiter Schnitt wirkt sich zwar zunächst nicht negativ auf die Pflanzenartenzahl aus, führt jedoch zu einer Reduzierung der Diversität in der Vegetationsstruktur und im Zikadenartenspektrum. Aus naturschutzfachlicher Sicht und zum Erhalt und zur Förderung der Biodiversität in Streuobstwiesen ist somit eine einmalige Mahdnutzung ohne Düngung als geeignet anzusehen, wie sie auch durch das Vertragsnaturschutzprogramm gefördert wird. Sowohl die Aufgabe als auch die Intensivierung der Mahd bergen die Gefahr der Reduzierung der Artenvielfalt. Wenn eine Mähnutzung nicht (mehr) möglich oder rentabel ist, sollte als Alternative eine extensive Beweidung der Fläche erwogen werden, durch die ebenfalls ein arten- und struktureicher Unterwuchs von Streuobstflächen erhalten werden kann.

## 6. Summary

**Relations between Auchenorrhyncha communities and the mowing regime and vegetation of orchard meadows.** - Traditionally mown or grazed orchard meadows („Streuobstwiesen“) are diverse and valuable elements of the cultural landscape. Therefore, specific conservation measures are financed by the Bavarian nature conservation program („Vertragsnaturschutzprogramm VNP“) to compensate for example the abandonment of fertilization or an extensive mowing regime (max. two cuts per year). In this article, the influence of the mowing regime on vegetation and Auchenorrhyncha („hopper“) communities of 20 orchard meadows in the vicinity of Bamberg (Upper Franconia, Bavaria, Southern Germany) were studied. The meadows differed in mowing intensity (no cut/fallow, one cut, two cuts per year) and VNP contract history. In 2011, selected vegetation parameters and hopper communities were sampled on representative plots. Altogether, 134 plant species and 59 hopper species with 1.317 individuals were recorded. Meadows with two cuts and some with one cut per year showed higher numbers of plant species and higher abundances of specialized hopper species than fallows. Hopper species numbers and species richness and abundance of specialized hopper species showed a significant positive correlation with plant species number and a negative correlation with mean vegetation density. From a conservation point of view, a moderate mowing intensity of one cut per year, as it is supported by the nature conservation programs, seems to be most appropriate for the conservation of biodiversity in orchard meadows.

## Danksagung

Dr. Walter Joswig und Dipl.-Biol. Gerd Heusinger (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Hof/S.) danken wir für die fachliche Beratung und die finanzielle Unterstützung. Dr. Herbert Nickel, Göttingen, danken wir für wertvolle Hinweise und Kommentare zu früheren Versionen des Manuskripts.

## 7. Literatur

- Achtziger R. (2014): Ein Schnellbewertungssystem für Streuobstbestände anhand struktureller Habitatmerkmale. Abstractband zur Konferenz „Habitat Monitoring for Nature Conservation - Lessons from Applications for Future Concepts“ (HABMON): 38.
- Achtziger R., Holzinger W.E., Nickel H., Niedringhaus R. (2014): Zikaden (Insecta: Auchenorrhyncha) als Indikatoren für die Biodiversität und zur naturschutzfachlichen Bewertung. *Insecta* 14: 37-62.
- Achtziger R., Meßlinger U. (2002, unpubl.): Entwicklung und Erprobung eines Bewertungsverfahrens für die Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzprogramms „Streuobst“ inkl. Ergebnisse eines Facharbeitskreises zum Thema (Teil I). In: Achtziger R., Meßlinger U., Stickroth, H. (2002): Entwicklung und beispielhafte Erprobung eines Bewertungsverfahrens als Methode zur Erfolgskontrolle des Vertragsnaturschutzprogramms Streuobst inkl. Ergebnisse einer Fachtagung (Teil I) und Auswertung vorhandener Daten und Reaktion von Zielarten (Teil II), 40S. + Anhang (unpubl. Bericht).
- Achtziger R., Nickel H., Schreiber R. (1999a): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 150 – Beiträge zum Artenschutz 22: 109-131.
- Achtziger R., Nigmann U., Richert E., Scholze, W. (1999b): Ökologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle und naturschutzfachlichen Bewertung von Streuobstbeständen – Durchführungskonzept und erste Ergebnisse. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 150 (22): 227-243.



- Achtziger R., Nigmann U., Zwölfer H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 1: 89-105.
- Achtziger R., Scholze W., Nigmann U. unter Mitarbeit von Bußler H., Kroupa A., Meßlinger U., Münch A., Richert E. (1998, unpubl.): Ökologische Untersuchungen zur naturschutzfachlichen Bewertung und Erfolgskontrolle von Streuobstbeständen - eine Modellstudie im Auftrag der Regierung von Mittelfranken. Unpubl. Bericht an die Regierung von Mittelfranken (Ansbach), 199 S. + Anhang.
- Ackermann W., Durka W. (1998): Handbuch SORT 4.0 – Ein Programm zur Bearbeitung von Vegetationsaufnahmen und Artlisten.
- Arens R., Neff R. (1997): Versuche zur Erhaltung von Extensivgrünland. *Angewandte Landschaftsökologie* Heft 13, 176 S.
- Barkmann J., Doing H., Segal S. (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Bot. Neerl.* 13: 394-419.
- Biedermann R., Achtziger R., Nickel H., Stewart A.J.A. (2005): Conservation of grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha): a brief review. *Journal of Insect Conservation* 9: 229-243.
- Biedermann R., Niedringhaus R. (2004): Die Zikaden Deutschlands – Bestimmungstabellen für alle Arten. Wissenschaftlich Akademischer Buchvertrieb Fründ, 409 S.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): Erfassungsanleitung für den HNV Farmland-Indikator, Version 3.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt.
- BUTT (Butterflies Under Threat Team) (1986): The management of chalk grassland for butterflies. Focus on Nature Conservation 17 – Peterborough, Nature Conservancy Council.
- Deuschle J., Glück E., Böcker R. (2000): Flora und Vegetation von Streuobstwiesen bei unterschiedlicher Nutzung am Beispiel der Limburg bei Weilheim/Teck. *Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 74: 5-56.
- Ellenberg H., Weber H., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 2. Aufl., Verlag Erich Goltze Göttingen, 258S.
- Hildebrandt J. (1990): Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel der Zikaden. *Natur und Landschaft* 65: 362-365.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P., Romport D., Zasadil P. (2013): Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 178: 71– 77.
- McCune, B., Mefford, M.J. (2011): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 6, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Morris M.G. (1981): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III. Adverse effects on Auchenorrhyncha. *J. Appl. Ecol.* 18: 107–123.
- Murdoch W.M., Evans F.C., Peterson C.H. (1972): Diversity and patterns in plants and insects. *Ecology* 53 (5): 819-829.
- Mühlenberg M. (1993): Freilandökologie. -Quelle & Meyer Verlag Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.
- Nickel H. (2003): The Leafhoppers and Planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha) – Patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. Pensoft Publishers Sofia, Moscow, 460 S.
- Nickel H. (2004): Rote Liste gefährdeter Zikaden (Hemiptera, Auchenorrhyncha) Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 166: 73-81.
- Nickel H., Achtziger R. (1999): Wiesen bewohnende Zikaden (Auchenorrhyncha) im Gradienten von Nutzungsintensität und Feuchte. *Beiträge zur Zikadenkunde* 3: 65-80.

- Nickel H., Achtziger R. (2005): Do they ever come back? Responses of leafhopper communities to extensification of land use. *Journal of Insect Conservation* 9: 319-333.
- Nickel H., Hildebrandt J. (2003): Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) – a case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture Ecosystems & Environment* 98: 183-199.
- Nigmann U. (1997): Tagfaltergemeinschaften in nordbayerischen Feuchtwiesen-Talräumen – Diversität, Struktur und Dynamik. Dissertation am Lehrstuhl Tierökologie I, Universität Bayreuth, 154 S.
- Nigmann U., Achtziger R. unter Mitarbeit von Wiche O. (2010, unpubl.): Ökologische Untersuchungen und Auswertung zur Entwicklung und Erprobung von Biodiversitätsindizes als Kenngröße für Auswirkungen von Managementmaßnahmen für Streuobstwiesen, -weiden und -äckern im Rahmen des bayerischen VNP (VNP G 27 bzw. Zusatzleistungen Z-14, -24 und -34). Unveröff. Bericht an das Bayerische Landesamt für Umwelt, 68 S.
- Nordheim H. (1992): Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden auf die Wirbellosenfauna des Dauergrünlandes. *NNA-Berichte* 5, Heft 4: 13-26.
- Plieninger T., Levers C., Mantel M., Costa A., Schaich H., Kummerle T. (2015): Patterns and drivers of scattered tree loss in agricultural landscapes: Orchards meadows in Germany (1968-2008). *PLoS One* 10(5): e0126178. doi:10.1371/journal.pone.0126178.
- Rein H., Otte A. (2001): Strukturelle Untersuchungen in unterschiedlich genutzten Kalkmagerrasen im Südthüringer Zechsteingebiet - Grundlagen für naturschutzfachliche Effizienzkontrollen. *Natur und Landschaft* 76: 157-167.
- Richert E., Achtziger R., Pollakis J., Richter F. (2015, im Druck): Vergleichende Analyse der Bergwiesen des deutschen und tschechischen Osterzgebirges – Bewirtschaftung, Vegetationszusammensetzung und -struktur. *Hercynia N. F.* 48 (2) (im Druck).
- Shinozaki, K. (1963): Note on the species-area curve. *Proc. eedings of the 10th Ann Meet. Ecol. Soc. Japan* (Tokyo): 5 (aus dem Japanischen in Englische übersetzt von S. Kobayahi).
- Statpoint Technologies, Inc. (1992-2010): *STATGRAPHICS Centurion XVI*.
- STMELF (= Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (1995): Lebensraum Streuobstflächen Vorschläge zur Umsetzung von Artenschutzzielen. *Materialien zur ländlichen Entwicklung* 34, 184 S.
- STMELF (= Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (2015): Förderwegweiser Agrarumweltmaßnahmen, Anlage 4 Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm – Verpflichtungszeitraum 2015 – 2019 – Maßnahmenübersicht). Online: [http://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/agrarpolitik/dateien/massnahmenuebersicht\\_vnp.pdf](http://www.stmelf.bayern.de/mam/cms01/agrarpolitik/dateien/massnahmenuebersicht_vnp.pdf) (Zugriff 02.12.2015).
- STMLU/ANL (= Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen/Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege) (1994): *Landschaftspflegekonzept Bayern*. Bd. II. 5 Streuobst.
- Wiche O. (2011, unpubl.): Ökologische Untersuchungen zur naturschutzfachlichen Bewertung und Erfolgskontrolle im Ökosystem Streuobst anhand der Zikaden- und Wanzenegemeinschaften sowie ausgewählter Struktur- und Vegetationsparameter. Diplomarbeit im Studiengang Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg, AG Biologie/Ökologie, 93 S. Text + Anhang (unpubl.).
- Wiche O., Achtziger R. (2012): Zikaden als Indikatoren zur naturschutzfachlichen Bewertung und Erfolgskontrolle in Streuobstwiesen. *DGaaE-Nachrichten* 26(2): 106-108.

### **Anschriften der Autoren**

**Oliver Wiche, Roland Achtziger**, Technische Universität Bergakademie Freiberg, Institut für Biowissenschaften, AG Biologie / Ökologie, Leipziger Straße 29, 09599 Freiberg

**Ursula Nigmann**, BIONIG, Moschelesstraße 6, 04109 Leipzig

**Anhang Tabelle A1:** Individuenzahlen der Zikaden auf den 20 Untersuchungsflächen (vgl. Tabelle 2), G/S: G = Generalist, S = Spezialist (vgl. Tabelle 1), / = nicht berücksichtigt; N = Gesamtindividuenzahl, F = Frequenz, RL BY = Rote Liste Bayern (Nickel 2004); \* = wahrscheinlich Einflieger.

**Appendix Table A1:** Number of individuals per sample site (see Table 2), G/S: G = generalistic species, S = specialized species (see Tabelle 1), / = not evaluated; N = total number of individuals, F = frequency, RL BY = Red List of Bavaria (Nickel 2004); \* = probably vagrants

Artnamen	Flächen-Nr.		zweimal Mahd				einmal Mahd									keine Mahd, Brache					N	F	G/S	RL
	12	14	1	6	11	13	5	19	7	2	17	3	8	16	15	10	4	20	9	18				
<i>Turrutus socialis</i> (Fl.)	16	18	3	28	27	38	7	6	17	6	.	2	.	.	.	3	2	2	.	175	14	S		
<i>Aphrodes bicincta</i> (Schrk.)	3	47	24	5	47	.	5	2	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	134	8	S		
<i>Euscelis incisus</i> (Kbm.)	2	3	25	14	24	3	8	16	.	3	26	2	.	.	.	1	.	.	.	127	12	G		
<i>Megadelphax sordidula</i> (Stal)	4	.	13	1	3	27	9	8	11	.	20	.	.	.	.	10	2	.	.	108	11	S		
<i>Dicranotropis hamata</i> (Boh.)	.	.	.	.	1	.	2	.	27	.	55	8	2	.	.	5	.	.	2	102	8	G		
<i>Errastunus ocellaris</i> (Fall.)	.	.	3	2	.	1	5	2	16	.	26	1	.	.	.	7	2	13	2	80	12	G		
<i>Doratura stylata</i> (Boh.)	12	9	.	.	3	2	.	.	.	11	.	.	.	.	.	.	37	.	.	74	6	S		
<i>Lepyronia coleoptrata</i> (L.)	.	2	.	11	7	.	.	.	.	6	.	.	.	3	.	4	1	.	10	45	9	S		
<i>Philaenus spumarius</i> (L.)	.	.	.	.	.	.	.	17	.	3	1.	3	.	.	.	3	.	1	6	43	7	G		
<i>Athysanus argentarius</i> Metc.	12	.	.	1	1	1	.	1	2	.	.	.	.	1	.	1	14	1	3	38	11	S		
<i>Chlorita paolii</i> (Oss.)	4	.	2	5	3	.	17	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	34	6	S		
<i>Megophthalmus scanicus</i> (Fall.)	3	12	.	.	.	1	.	1	.	1	1	.	1	7	2	.	1	.	.	30	10	S		
<i>Cicadella viridis</i> (L.)	.	.	.	.	.	2	.	.	3	.	1	2	.	17	.	1	1	1	.	28	8	S		
<i>Graphocraerus ventralis</i> (Fall.)	5	.	2	1	5	.	.	4	.	.	1	.	.	.	.	3	6	.	.	27	8	S		
<i>Psammotettix helvolus</i> (Kbm.)	.	.	4	4	12	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	22	5	S		
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Oss.)	.	1	10	2	4	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	19	6	S		
<i>Neophilaenus campestris</i> (Fall.)	.	.	5	6	.	1	.	.	.	3	1	.	.	.	.	1	.	.	1	18	7	S		
<i>Javesella pellucida</i> (F.)	.	3	3	1	.	3	.	2	3	.	.	2	.	.	.	.	.	1	.	18	8	G		
<i>Arthaldeus pascuellus</i> (Fall.)	.	.	.	.	.	6	.	.	.	.	.	3	.	2	.	4	.	.	1	16	5	G		
<i>Hyledelphax elegantula</i> (Boh.)	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	2	.	.	4	.	.	.	7	.	16	5	S		
<i>Ribautodelphax collina</i> (Boh.)	.	.	2	.	.	2	.	3	.	.	.	.	.	.	2	.	.	3	.	15	6	S	3	
<i>Stenocranus minutus</i> (F.)	.	.	.	.	.	.	.	2	1	1	3	.	.	.	1	1	.	.	3	13	8	S		
<i>Aphrophora alni</i> (Fall.)	.	.	.	2	.	.	.	.	1	1	.	5	1	.	.	1	.	.	1	12	7	/		
<i>Emlyanoviana mollicula</i> (Boh.)	.	4	.	.	1	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	12	4	S		
<i>Artianus interstitialis</i> (Germ.)	4	.	.	.	2	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	10	4	S		
<i>Hardya tenuis</i> (Germ.)	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.	1	.	8	4	S	2	
<i>Adarrus multinotatus</i> (Boh.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	7	1	S	
<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fall.)	.	.	.	.	.	6	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	7	2	G		
<i>Cicadula persimilis</i> (Edw.)	.	.	.	.	.	.	1	2	2	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	7	5	G		

Artname	Flächen-Nr. Mahdregime	zweimal Mahd				einmal Mahd										keine Mahd, Brache					N	F	G/S	RL	
		12	14	1	6	11	13	5	19	7	2	17	3	8	16	15	10	4	20	9					18
<i>Macrosteles laevis</i> (Rib.)	.	.	.	1	.	.	1	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	7	4	G	
<i>Aphrodes makarovi</i> Zachv.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.	.	.	.	6	2	G	
<i>Doratura homophyla</i> (Fl.)	.	.	1	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	3	S	
<i>Nealiturus fenestratus</i> (H.-S.)	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	1	S	
<i>Mocydia crocea</i> (H.-S.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	2	.	.	4	3	S	
<i>Allygidius commutatus</i> (Fieb.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	3	1	/	
<i>Streptanus aemulans</i> (Kbm.)	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	3	3	G	
<i>Elymana sulphurella</i> (Zett.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	3	1	S	
<i>Neophilaenus albipennis</i> (F.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	3	1	S	
<i>Neophilaenus lineatus</i> (L.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	1	.	.	3	2	S	
<i>Criomorphus albomarginatus</i> Curt.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	1	S	
<i>Evacanthus interruptus</i> (L.)	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2	S	
<i>Anoscopus serratae</i> (F.)	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	G	
<i>Acanthodelphax spinosa</i> (Fieb.)	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	S	
<i>Asiraca clavicornis</i> (F.)	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	S	3
<i>Evacanthus acuminatus</i> (F.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	S	
<i>Eupelix cuspidata</i> (F.)	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	S	
<i>Ribautodelphax albostrata</i> (Fieb.)	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	S	
<i>Anoscopus flavostriatus</i> (Don.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	1	S	
<i>Dikraneura variata</i> Hardy	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	S	
<i>Enantiocephalus cornutus</i> (H.-S.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	1	S	
<i>Javesella dubia</i> (Kbm.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	1	S	
<i>Jassargus pseudocellaris</i> (Fl.)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	S	
<i>Psammotettix alienus</i> (Dhlb.)*	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	1	-	
<i>Dictyophara europaea</i> (L.)*	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	-	2
<i>Fieberiella septentrionalis</i> W.Wg.*	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	-	
<i>Tachycixius pilosus</i> (Ol.)*	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	-	
<i>Reptalus panzeri</i> (P.Löw)*	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	-	3
<i>Arthaldeus arenarius</i> Rem.*	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	-	
<i>Jassidaeus lugubris</i> (Sign.)*	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	-	2
<b>Artenzahl</b>		<b>11</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>19</b>	<b>15</b>	<b>20</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>13</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>8</b>	<b>1317</b>	<b>59</b>		
<b>Artenzahl ohne Einflieger</b>		<b>11</b>	<b>9</b>	<b>14</b>	<b>19</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>13</b>	<b>5</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>8</b>		<b>52</b>		