©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Kieler Notizen zur Pflanzenkunde (Kiel. Not. Pflanzenkd.) 40: 56–74 (2014)

Untersuchungen zur floristischen Vielfalt (α-Diversität) von Schwarzwild geschaffener Störstellen

– Aiko Huckauf –

Kurzfassung

Als Teil des Forschungsprojektes *Wild und Biologische Vielfalt* wurden in den Jahren 2010 und 2011 in drei unterschiedlichen Biotoptypen im Bereich Kiebitzholm/Negernbötel (Kreis Segeberg) von Schwarzwild geschaffene Störstellen im Hinblick auf ihre floristische Vielfalt untersucht. Hierzu wurden auf jeweils fünf Flächenpaaren (gestört/ungestört) Vegetationsaufnahmen angefertigt und die angetroffenen Artenzahlen statistisch analysiert. In allen Fällen konnte eine signifikant höhere α-Diversität auf den gestörten Flächen gegenüber den ungestörten nachgewiesen werden; die Unterschiede zwischen dem ersten und dem zweiten Untersuchungsjahr waren hingegen nicht signifikant.

Abstract: Investigations on the floristic variety (α-diversity) of patches disturbed by wild boars

As part of the research project *Wild und Biologische Vielfalt* (Game and Biological Diversity), patches of vegetation and soil rooted by wild boars were investigated with respect to their floristic variety in three different biotope types in the Kiebitzholm/Negernbötel area (district of Segeberg) in 2010 and 2011. For each biotope type, five pairs of plots (disturbed/undisturbed) were chosen for vegetation relevés. In all cases the statistical analysis proved the α-diversity of the disturbed plots to be significantly higher compared to the undisturbed plots, whereas the differences between the first and the second year of investigation were not statistically significant.

Keywords: alpha diversity, biodiversity, disturbance, hoofed animals, wild boars, wild ungulates

Nomenklatur: BUTTLER (2013)

1 Einleitung

Freilebende Huftiere – in Schleswig-Holstein sind dies heute im wesentlichen die Schalenwildarten Rot-, Dam- und Sikahirsch, Reh und Wildschwein – tragen als Habitatbildner und als Vektoren in vielerlei Weise zur Erhaltung der Biologischen Vielfalt bei (HEINKEN et al. 2001, 2002, BRADSHAW et al. 2003, von OHEIMB et al. 2003, SCHMIDT et al. 2004, PETRAK 2005, SCHMIDT et al. 2005, VON OHEIMB et al. 2005, ABOLING & BENTAMA 2007, VAVRA et al. 2007, PANTER & DOLMAN 2012). In der aktuell stärker denn je von überkommenen Vorurteilen und einseitigen Analysen geprägten Diskussion um Wild und Umwelt werden diese positiven Aspekte des Wildtierwirkens jedoch regelmäßig ignoriert, die Einflüsse der Großherbivoren auf ihre Umwelt lediglich unter dem Aspekt des Wildschadens betrachet (REIMOSER & VÖLK 1990, GILL 1992a, b, AMMER 1996, FÜRST ZU CASTELL-CASTELL 2008, AMMER et al. 2010).

Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen des von Heinrich Reck (Ökologie-Zentrum Kiel, Institut für Natur- und Ressourcenschutz der CAU) betreuten Forschungsprojektes *Wild und Biologische Vielfalt* anhand ausgewählter Organismengruppen untersucht, welchen Einfluß freilebende Huftiere auf die Biologische Vielfalt haben. Die Ergebnisse sollen in eine ökologisch-ökonomische Gesamtanalyse einfließen, die eine Neubewertung der Bedeutung großer Wildtiere ermöglicht, und auf deren Basis sich Handlungsempfehlungen für die einzelnen Interessenvertreter aus dem Spannungsfeld zwischen Land- und Forstwirtschaft, Natur- und Artenschutz im Hinblick auf ein praxistaugliches, nachhaltiges und wissenschaftlich fundiertes Wildtiermanagement ableiten lassen.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Die hier vorgestellten Ergebnisse zur floristischen Vielfalt von Schwarzwild geschaffener Störstellen wurden im Rahmen des Teilprojektes *Wirkungen auf Vegetation und Wald* gewonnen, in dessen Fokus die Fragen standen, (1) in welcher Weise und in welchem Ausmaß wildlebende Huftiere als „Bio-Ingenieure“ habitatgestaltend auf ihre Umwelt einwirken, (2) in welchen Biotoptypen ihr Einfluß auf die Biotopstruktur besonders stark ist, (3) inwiefern sich signifikante Einflüsse freilebender Huftiere auf die Artenzusammensetzung und -vielfalt in den von ihnen genutzten Lebensräumen nachweisen lassen und (4) inwiefern hinsichtlich einzelner Arten oder Artengruppen besonders positive (oder auch besonders negative) Auswirkungen zu erkennen sind.

2 Untersuchungsgebiet und -design

Für die hier beschriebenen Störstellenuntersuchungen wurden im Bereich Kiebitzholm/Negernbötel (Kreis Segeberg, Abb. 1) systematische pflanzensoziologische Aufnahmen repräsentativer Bestandes-Ausschnittsflächen in drei verschiedenen Biotoptypen angefertigt.

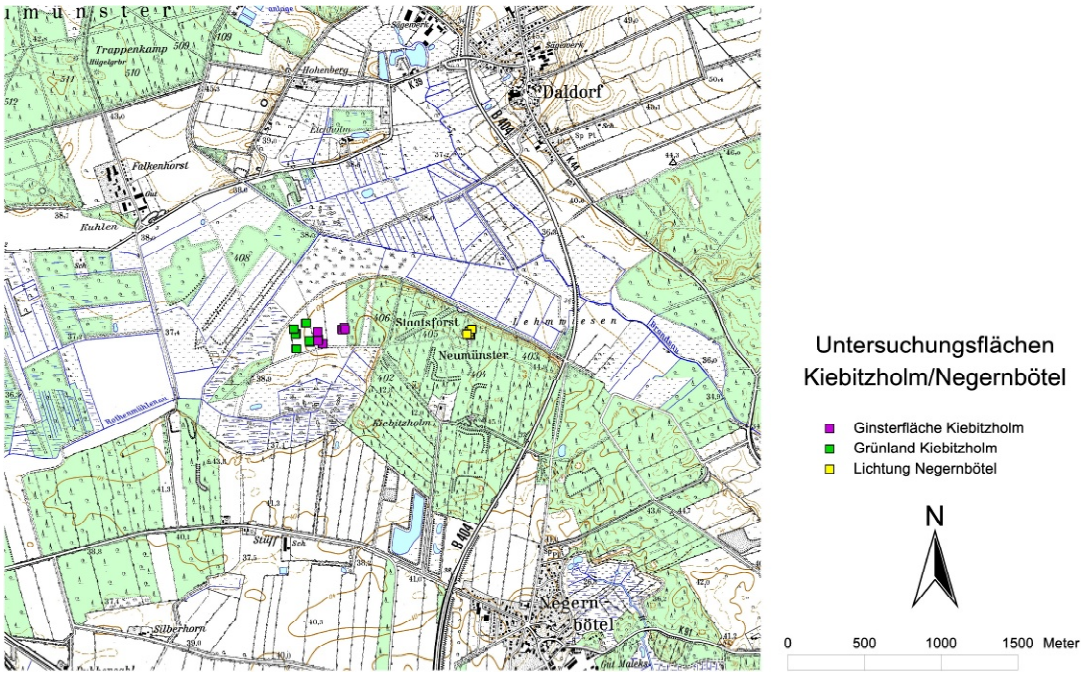


Abb. 1: Lage der in den Projektjahren 2010 und 2011 im Raum Kiebitzholm/Negernbötel untersuchten Flächen. Kartengrundlage: Topographische Karte 1:25000 (TK25). Quelle: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein 2003.

Die Aufnahmen erfolgten auf Flächenpaaren, die aus einer vom Schwarzwild beeinflußten („gestörten“) Fläche und einer gleich großen, standörtlich vergleichbaren Nullfläche ohne erkennbaren Schwarzwildeinfluß bestanden. Die Auswahl der Probeflächenpaare erfolgte nach Augenschein. Als Auswahlkriterium für eine gestörte bzw. ungestörte Fläche wurde ein Störanteil (aufgerissene Grasnarbe, offener Boden) von > 90 % bzw. < 10 % gewählt. Die Untersuchungen erfolgten auf 2 m × 2 m großen Probeflächen gemäß floristisch-statistischen Standardverfahren, wie sie z. B. von BRAUN-BLANQUET (1964), LONDO (1976), DIERßEN (1990), PFADENHAUER (1997) und WILMANNS (1998) entwickelt und beschrieben worden sind.

Für die Mengenschätzung wurde die von LONDO (1976) entwickelte dezimale Deckungsgradskala verwendet, die sich für die Dokumentation der Vegetationsdynamik besser eignet als die klassische Artmächtigkeitsschätzung nach BRAUN-BLANQUET (1964). Die floristische Erfassung beschränkte sich auf Gefäßpflanzen, deren Bestimmung im allgemeinen auf der Rangstufe der Art

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

bzw. (wenn nötig) der Unterart erfolgte. Niedrigere taxonomische Rangstufen wie Varietät und Form blieben unberücksichtigt. Lediglich in zwei Ausnahmefällen, nämlich bei den bestimmungskritischen apomyktischen Sippen *Taraxacum* und *Rubus*, erfolgte die Bestimmung nicht bis zum Rang der Art, sondern nur bis zur Ebene der Sektion. Hinsichtlich der Kyptogamen wurde lediglich die Deckung der Moosschicht mit aufgenommen; Flechten und Pilze blieben bei den Aufnahmen unberücksichtigt.

Um die zeitliche floristische Entwicklung der Flächen zu dokumentieren, wurden die im ersten Untersuchungsjahr 2010 angefertigten Vegetationsaufnahmen im zweiten Untersuchungsjahr 2011 wiederholt. In einem Fall war dies nicht möglich; Einzelheiten hierzu sowie weitere Details zu den auf den einzelnen Untersuchungsflächen angewandten Methoden (Aufnahmezeitpunkt, Anzahl der Flächen usw.) finden sich in den Unterabschnitten 4.1–4.3.

Taxonomie und Nomenklatur des vorliegenden Beitrages folgen durchgehend der aktuellen Florenliste von Deutschland (BUTTLER 2013); die Angaben zu Häufigkeit bzw. Gefährdungsstatus einzelner Sippen sind der aktuellen Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins (MIERWALD & ROMAHN 2006) entnommen.

3 Auswertungsverfahren

Zur Untersuchung des Effektes, den der Einfluß des Wildes auf die Biologische Vielfalt hat, bietet sich zuallererst die Betrachtung der α-Diversität an. In diesem Sinne konzentrierte sich die statistische Auswertung auf den Vergleich der Artenzahlen zwischen gestörten und ungestörten Probeflächen. Gemäß dem Versuchsdesign kamen hierfür zwei leicht unterschiedliche Verfahren in Frage: Sieht man die Untersuchungsflächen eines Flächenpaares als unabhängig an, so kann die Prüfung mit Hilfe des *t*-Tests für zwei unabhängige Stichproben erfolgen. Mit Hilfe eines solchen Tests läßt sich prüfen, ob sich die Erwartungswerte zweier Stichproben signifikant voneinander unterscheiden. Alternativ lassen sich die beiden Flächen eines Plots auch als paarweise abhängig ansehen, da die Distanz zwischen dem gestörten und dem ungestörten Relevé eines Plots stets deutlich kleiner ist als die zwischen zwei Plots. In diesem Fall kann für die Prüfung auf Unterschiede in den Artenzahlen der *t*-Test für gepaarte Stichproben zur Anwendung kommen. Dieser Test läßt sich als Einstichproben-*t*-Test der Differenzen paarweise verbundener Elemente der Stichprobe realisieren, da die Differenz zweier (approximativ) normalverteilter Zufallsvariablen ebenfalls normalverteilt ist. Für den vorliegenden Beitrag wurden jeweils beide Verfahren angewandt; als Signifikanzniveaus wurden hierbei $\alpha = 0.05$ (signifikant), $\alpha = 0.01$ (sehr signifikant) und $\alpha = 0.001$ (hochsignifikant) angenommen. Da beide Testvarianten sowohl Normalverteilung als auch Varianzhomogenität der Stichprobenvariablen (also der beobachteten Artenzahlen) voraussetzen, wurde die Erfüllung dieser beiden Voraussetzungen vorab mit Hilfe des Shapiro-Wilk-Tests (Normalverteilung) (SHAPIRO & WILK 1965) bzw. des Brown-Forsythe-Tests (Varianzhomogenität) (BROWN & FORSYTHE 1974) geprüft. Wurden die Voraussetzungen nicht bzw. nicht vollständig erfüllt, wurden statt der o. g. parametrischen *t*-Tests entsprechende nicht-parametrische Tests durchgeführt, nämlich der Mann-Whitney-*U*-Test (Wilcoxon-Rangsummentest, MANN & WHITNEY 1947) als Alternative zum *t*-Test für zwei unabhängige Stichproben bzw. der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test (WILCOXON 1945) als Alternative zum *t*-Test für gepaarte Stichproben.

Neben dem paarweisen Vergleich der beiden Varianten (gestört/ungestört) bot sich als zweite Form der Auswertung ein paarweiser Vergleich der Aufnahmen beider Untersuchungsjahre (2010 und 2011) an. Als statistisches Testverfahren kam hierfür der *t*-Test für gepaarte Stichproben zum Einsatz, sofern die o. g. Voraussetzungen (Normalverteilung und Varianzhomogenität) erfüllt waren; anderenfalls wurde stattdessen, wie oben beschrieben, der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test angewandt.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

4 Die einzelnen Untersuchungsflächen

4.1 Ginsterfläche Kiebitzholm

4.1.1 Lage und Beschreibung

Im nördlichen Teil des Kiebitzholmer Moores befindet sich eine etwa 8 ha große ehemalige Sandackerfläche, auf der sich nach Tiefpflügen im Jahr 2005 statt der durch Mulchgutübertragung aufgebrachten Besenheide (*Calluna vulgaris*) ein dichter Bestand von Gewöhnlichem Besenginster (*Cytisus scoparius* ssp. *scoparius*) entwickelt hat (Abb. 2). Der zur Zeit der Untersuchungen etwa 1.5 m hohe Strauchbestand bietet zahlreichen Tierarten Lebensraum und Deckung und wird v. a. von Dam- und Schwarzwild regelmäßig und intensiv genutzt. Nur der nördliche und der südwestliche Randbereich sowie zwei in Ost-West-Richtung verlaufende etwa 220 m lange und 20 m breite Streifen im Zentrum werden von Magerrasen eingenommen (Abb. 3). Die Besenheide hat sich bislang nur an wenigen Stellen in lückigen Beständen etablieren können.

Abb. 2: Ginsterfläche und Magerrasen in Kiebitzholm. Im Hintergrund ist der dichte Bestand von Gewöhnlichem Besenginster (*Cytisus scoparius* ssp. *scoparius*) zu erkennen, im Vordergrund eine der zahlreichen Störstellen im Magerrasen. Photo: Aiko Huckauf, 2010-07-07.

Abb. 3: Luftbild der Ginsterfläche in Kiebitzholm und Position der beprobten Relevés (Störstellen und Nullflächen, violette Quadrate). Kartengrundlage: Digitales Orthophoto mit 20 cm Bodenauflösung (DOP20). Quelle: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein 2009.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

4.1.2 Untersuchungsmethode

Deutliche Spuren heftiger Wühltätigkeit finden sich vor allem in den von Magerrasen eingenommenen Bereichen. Hier wurden im Sommer 2010 fünf Untersuchungsflächenpaare (Störstellen und Nullflächen) von je 2 m × 2 m Größe eingerichtet (Abb. 4). Ihre Position wurde mit einem GPS punktgenau eingemessen, und die Ecken wurden durch 32 cm lange Holzpflöcke, die zu zwei Dritteln in den Boden geschlagen wurden, markiert, um das Wiederfinden der Flächen für Folgeuntersuchungen zu erleichtern. Im Juni/Juli 2010 wurden auf den Flächen Vegetationsaufnahmen nach LONDO (1976) durchgeführt; diese wurden im August 2011 einmal wiederholt.

Abb. 4: Probeflächenpaar auf der Ginsterfläche Kiebitzholm. Die ungestörte Nullfläche (links) wird von Rotem Straußgras (*Agrostis capillaris*) dominiert, während sich auf der Störfläche (rechts) auch im zweiten Untersuchungsjahr noch ein hoher Deckungsanteil für offene Bodenstellen typischer Pionierarten wie Kleiner Sauerampfer *(Rumex acetosella* ssp. *acetosella*) und Kleines Filzkraut (*Filago minima*) fand. Photos: Aiko Huckauf, 2011-08-24.

4.1.3 Ergebnisse

Deskriptive Analyse

Im Jahr 2010 wurden auf den zehn untersuchen Relevés der Ginsterfläche insgesamt 59 Gefäßpflanzenarten registriert, darunter zehn Arten (16.95 %) der Roten Liste: Berg-Sandglöckchen (*Jasione montana*), Deutsches Filzkraut (*Filago vulgaris*), Englischer Ginster (*Genista anglica*) und Sparrige Binse (*Juncus squarrosus*), alle RLSH 3, und sechs Arten der Vorwarnstufe (RLSH V). 25 Arten (42.37 %) traten sowohl auf gestörten als auch auf ungestörten Flächen auf, 50 Arten (84.75 %) auf gestörten (davon 25 (42.37 %) *nur* auf gestörten) und 34 Arten (57.63 %) auf ungestörten (davon neun (15.25 %) *nur* auf ungestörten). Rote-Liste-Arten fanden sich vorwiegend auf gestörten Flächen: Drei als gefährdet (RLSH 3) eingestufte Arten und vier Arten der Vorwarnstufe (RLSH V) wurden ausschließlich auf gestörten Flächen angetroffen; dagegen fand sich nur eine Art der Vorwarnstufe ausschließlich auf ungestörten Flächen und jeweils eine Art der Kategorien RLSH 3 und RLSH V auf beiden Flächenvarianten.

Unter den 25 ausschließlich auf gestörten Flächen angetroffenen Arten fanden sich im ersten Untersuchungsjahr erwartungsgemäß viele Pionierarten wie Bauernsenf (*Teesdalia nudicaulis*, RLSH V), Berg-Sandglöckchen (*Jasione montana*, RLSH 3), Deutsches Filzkraut (*Filago vulgaris*, RLSH 3) und Kleines Filzkraut (*F. minima*, RLSH V), Gewöhnliches Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*), Kleiner Vogelfuß (*Ornithopus perpusillus*, RLSH V), Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*) und Winden-Knöterich (*Fallopia convolvulus*).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Im Jahr 2011 wurden auf den zehn erneut untersuchen Relevés der Grünlandfläche insgesamt 53 Gefäßpflanzenarten registriert, darunter zwölf Arten (22.64 %) der Roten Liste: Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*) und Deutsches Filzkraut (*F. vulgaris*), Berg-Sandglöckchen (*Jasione montana*), Englischer Ginster (*Genista anglica*) und Sparrige Binse (*Juncus squarrosus*), alle RLSH 3, und sieben Arten der Vorwarnstufe (RLSH V). 32 Arten (60.38 %) traten sowohl auf gestörten als auch auf ungestörten Flächen auf, 46 Arten (86.79 %) auf gestörten (davon 14 (26.42 %) *nur* auf gestörten) und 39 Arten (73.58 %) auf ungestörten (davon sieben (13.21 %) *nur* auf ungestörten). Wie im Jahr zuvor hatten gestörte Flächen auch 2011 einen höheren Anteil an Rote-Liste-Arten: Drei als gefährdet geltende Arten (RLSH 3) fanden sich nur auf gestörten Flächen, zwei auf beiden Flächenvarianten und keine nur auf ungestörten Flächen. Bei den Arten der Vorwarnstufe (RLSH V) war die Verteilung mit drei, zwei bzw. zwei Arten gleichmäßiger.

Auch im zweiten Untersuchungsjahr fanden sich – vorwiegend auf den gestörten Flächen – noch zahlreiche Pionierarten, von denen einige wie z. B. Bauernsenf (*Teesdalia nudicaulis*, RLSH V), Berg-Sandglöckchen (*Jasione montana*, RLSH 3), Deutsches Filzkraut (*Filago vulgaris*, RLSH 3) und Mäuseschwanz-Federschwingel (*Vulpia myuros*) ausschließlich auf gestörten Flächen angetroffen wurden.

Abb. 5: Auf der Ginsterfläche konnten sich Pionierarten wie Kleines Filzkraut (*Filago minima*, RLSH V; Mitte) und Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosella* ssp. *acetosella*; links) sowie das in Schleswig Holstein als gefährdet geltende Berg-Sandglöckchen (*Jasione montana*, RLSH 3; blaue Blüten links) auf den offenen Bodenstellen etablieren. Photo: Aiko Huckauf, 2010-07-07.

Statistische Analyse

Vergleicht man die Flächen der Untersuchungsplots paarweise (gestört/ungestört), so zeigt sich, daß sowohl 2010 als auch 2011 bei allen untersuchten Flächenpaaren auf der gestörten Fläche mehr Gefäßpflanzenarten auftraten als auf der ungestörten (siehe hierzu Tab. 1 sowie Abb. 6 und 7). Um dieses augenscheinliche Ergebnis statistisch zu belegen, wurden die Stichproben der Jahre 2010 und 2011 zunächst auf Normalverteilung und Varianzhomogenität geprüft und anschließend nach bestandenen Prüfungen den in Abschnitt 3 beschriebenen *t*-Tests unterzogen. Beide

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Tests bestätigten für beide Jahre den offensichtlichen Unterschied: Dem *t*-Test für gepaarte Stichproben zufolge wiesen die gestörten Flächen sowohl 2010 ($t = 4.60$, $p < 0.05$) als auch 2011 ($t = 3.22$, $p < 0.05$) signifikant höhere Artenzahlen auf als die ungestörten. Auch der bei Annahme unabhängiger Untersuchungsflächen anzuwendende *t*-Test für zwei unabhängige Stichproben bestätigte einen signifikanten Unterschied in der Artenvielfalt für 2011 ($t = 2.31$, $p < 0.05$) und für 2010 sogar einen sehr signifikanten ($t = 3.60$, $p < 0.01$).

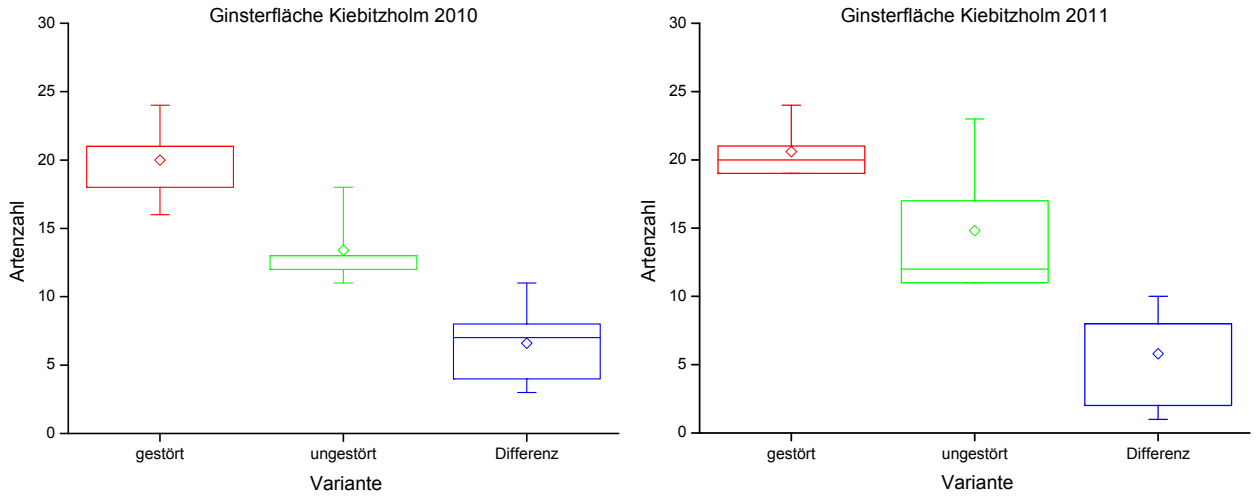


Abb. 6: Boxplot-Diagramme der Artenzahlen der 2010 (links) und 2011 (rechts) auf der Ginsterfläche Kiebitzholm auf gestörten bzw. ungestörten Relevés registrierten Gefäßpflanzen. Zusätzlich dargestellt ist jeweils die für den *t*-Test für gepaarte Stichproben wichtige Differenz (gestört – ungestört).

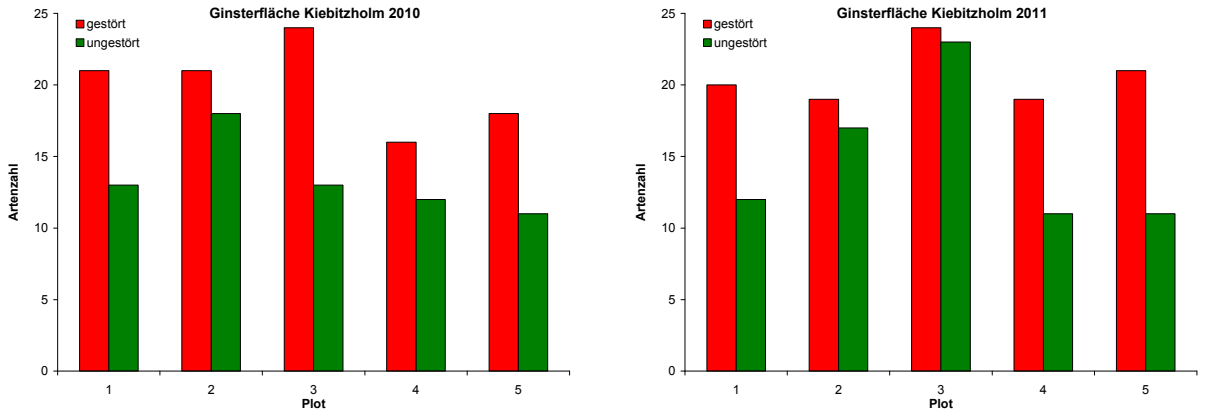


Abb. 7: Balkendiagramme der Artenzahlen der 2010 (links) und 2011 (rechts) auf der Ginsterfläche Kiebitzholm auf gestörten bzw. ungestörten Relevés registrierten Gefäßpflanzen.

Ein Vergleich der Artenzahlen nach Untersuchungsjahren führt zu einem uneinheitlichen Ergebnis: Auf einigen Plots wurden im zweiten Untersuchungsjahr mehr, auf anderen weniger Arten registriert als im ersten Jahr; in zwei Fällen waren die Artenzahlen in beiden Jahren identisch (vgl. hierzu Tab. 1 und Abb. 8). Eine systematische Zu- oder Abnahme der Artenzahlen konnte somit für keine der beiden Flächenvarianten festgestellt werden. Bestätigt wird dies durch den in diesem Fall anzuwendenden *t*-Test für gepaarte Stichproben (vgl. Abschnitt 3), demzufolge weder für die gestörten Flächen ($t = 0.58$, $p > 0.05$) noch für die ungestörten ($t = 0.65$, $p > 0.05$) ein signifikanter Unterschied zwischen den Artenzahlen der Jahre 2010 und 2011 nachweisbar ist. Das Boxplot-Diagramm (Abb. 9) veranschaulicht dieses Ergebnis.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Tab. 1: Artenzahlen und statistische Angaben zu den auf der Ginsterfläche Kiebitzholm untersuchten Relevés.

Plot	Artenzahl 2010			Artenzahl 2011		
	gestört	ungestört	Differenz	gestört	ungestört	Differenz
1	21	13	8	20	12	8
2	21	18	3	19	17	2
3	24	13	11	24	23	1
4	16	12	4	19	11	8
5	18	11	7	21	11	10
Minimum	16	11	3	19	11	1
Maximum	24	18	11	24	23	10
Median	21	13	7	20	12	8
Mittelwert	20.0	13.4	6.6	20.6	14.8	5.8
Standardabweichung	3.1	2.7	3.2	2.1	5.2	4.0

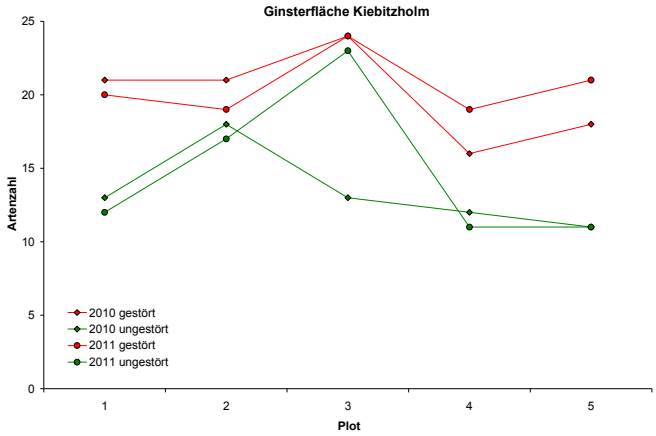


Abb. 8: Artenzahlen der auf den Plots der Ginsterfläche Kiebitzholm registrierten Gefäßpflanzen, unterschieden nach Variante (gestört bzw. ungestört) und Untersuchungsjahr (2010 bzw. 2011).

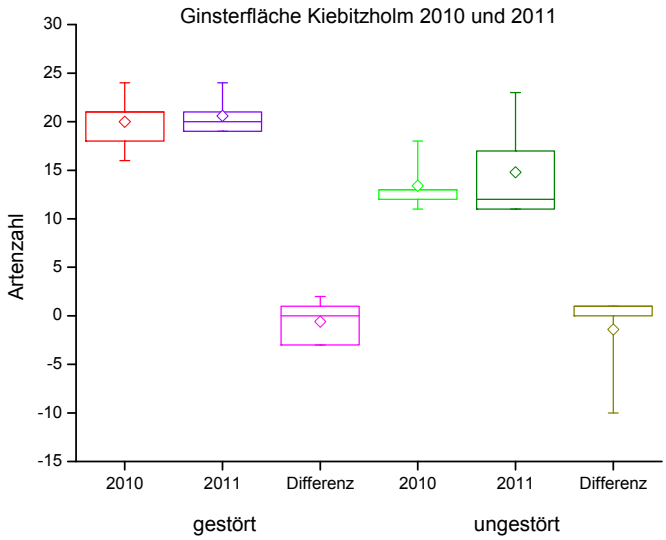


Abb. 9: Boxplot-Diagramm der in den Untersuchungsjahren 2010 und 2011 auf den gestörten (links) bzw. ungestörten (rechts) Relevés der Ginsterfläche Kiebitzholm registrierten Gefäßpflanzenarten. Zusätzlich dargestellt ist jeweils die für den *t*-Test für gepaarte Stichproben wichtige Differenz (Artenzahlen 2010 – 2011).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

4.2 Grünland Kiebitzholm

4.2.1 Lage und Beschreibung

Westlich der in Unterabschnitt 4.1 vorgestellten Ginsterfläche im nördlichen Teil des Kiebitzholmer Moores befindet sich eine etwa 3.5 ha große, sporadisch extensiv beweidete nährstoffarme Grünlandfläche, die im Winter 2009/2010 kräftig von Schwarzwild umgewühlt wurde (Abb. 10).

Abb. 10: Von Schwarzwild umgewühlte Grünlandfläche im nördlichen Teil des Kiebitzholmer Moores. Photo: Aiko Huckauf, 2010-05-27.

Abb. 11: Position der beprobten Relevés (Störstellen und Nullflächen) im Grünland Kiebitzholm. Kartengrundlage: Digitales Orthophoto mit 20 cm Bodenauflösung (DOP20). Quelle: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein 2009.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

4.2.2 Untersuchungsmethode

Hier wurden im Frühsommer 2010 fünf Untersuchungsflächenpaare (Störstellen und Nullflächen) von jeweils 2 m × 2 m eingerichtet (Abb. 11 und 12), auf denen im Mai 2010 und ein zweites Mal im September 2010 Vegetationsaufnahmen unter Verwendung der dezimalen Deckungsgradskala nach LONDO (1976) durchgeführt wurden. Die zweimalige Beprobung im Früh- und im Spätsommer schien angezeigt, um das Arteninventar des Bestandes vollständig und jeweils bei optimaler Entfaltung der Arten zu erfassen. So lassen sich frühe Arten wie Gewöhnlicher Ackerfrauenmantel (*Aphanes arvensis*), Acker-Schmalwand (*Arabidopsis thaliana*) und Vergißmeinnicht-Arten (*Veronica* spp.) eher im Frühsommer, späte Arten wie Kanadisches Berufkraut (*Erigeron canadensis*), Wald-Ruhrkraut (*Gnaphalium sylvaticum*) und Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum perforatum*) eher im Spätsommer sicher ansprechen und erfassen. Die beiden Aufnahmen, die als zwei jahreszeitlich geprägte Abbilder ein und desselben Bestandes aufzufassen sind, wurden für die Auswertung des ersten Untersuchungsjahres zusammengefaßt zu einer Gesamtaufnahme, in der der höchste registrierte Deckungswert jeder vorkommenden Art vermerkt wurde (FISCHER 2003). Die Eckpunkte der Untersuchungsflächen wurden bei Flächeneinrichtung durch 32 cm lange Holzpflöcke, die zu zwei Dritteln in den Boden geschlagen wurden, markiert, um die weitere floristische Entwicklung über die kommenden Jahre verfolgen zu können; zusätzlich wurden die Flächen mit einem GPS punktgenau eingemessen. Im August 2011 wurde eine erneute Beprobung nach LONDO (1976) durchgeführt; auf eine zweimalige Aufnahme (im Früh- und Spätsommer) wurde im zweiten Untersuchungsjahr verzichtet.

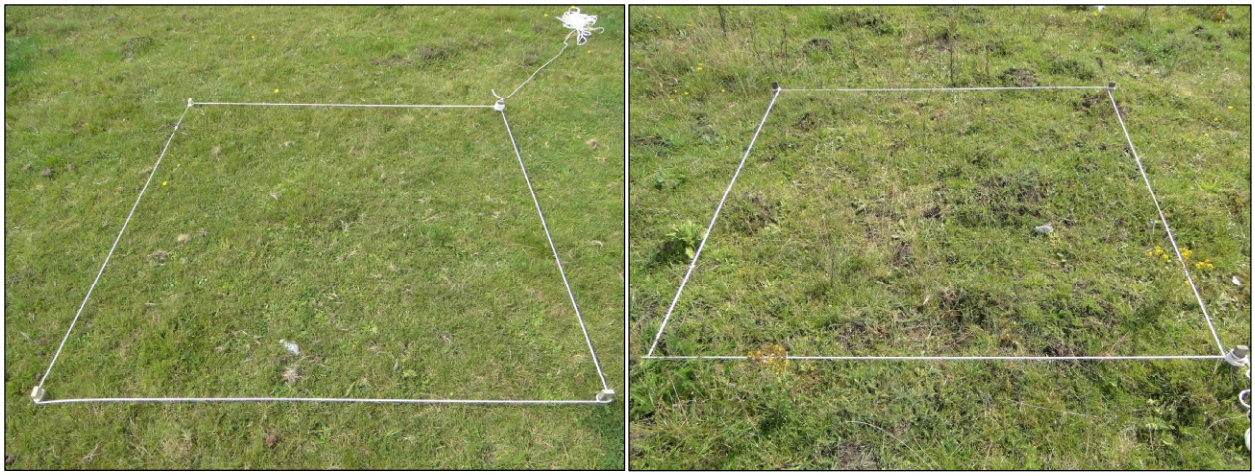


Abb. 12: Probeflächenpaar (Plot Nr. 3) im Grünland bei Kiebitzholm. Die geschlossene Grasnarbe der Nullfläche (links) wurde von Rot-Schwingel (*Festuca rubra* ssp. *rubra*) und Rotem Straußgras (*Agrostis capillaris*) dominiert, wohingegen sich auf der Störfläche (rechts) neben Gewöhnlicher Wiesen-Schafgarbe (*Achillea millefolium* ssp. *millefolium*) und Gewöhnlichem Ferkelkraut (*Hypochaeris radicata*) auch zahlreiche andere Kräuter etablieren konnten. Photo: Aiko Huckauf, 2011-08-10.

4.2.3 Ergebnisse

Deskriptive Analyse

Im Jahr 2010 wurden auf den zehn untersuchen Relevés der Grünlandfläche 76 Gefäßpflanzenarten registriert, darunter elf Arten (14.47 %) der Roten Liste: Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*) und Deutsches Filzkraut (*F. vulgaris*), beide RLSH 3, und neun Arten der Vorwarnstufe (RLSH V). 44 Arten (57.89 %) traten sowohl auf gestörten als auch auf ungestörten Flächen auf, 62 Arten (81.58 %) auf gestörten (davon 18 (23.68 %) *nur* auf gestörten) und 58 Arten (76.42 %) auf ungestörten (davon 14 (18.42 %) *nur* auf ungestörten). Die gefährdeten Arten verteilten sich

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

gleichmäßig auf die gestörten und die ungestörten Flächen: Vier Rote-Liste-Arten traten nur auf gestörten Flächen, vier weitere nur auf ungestörten und drei auf beiden Flächenvarianten auf.

Auf den gestörten Flächen war – wie im Falle der Ginsterfläche (vgl. Unterabschnitt 4.1) – der Anteil an Pionierarten wie Deutschem Filzkraut (*Filago vulgaris*, RLSH 3) und Kleinem Filzkraut (*F. minima*, RLSH V), Gewöhnlichem Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*), Gewöhnlichem Quendelblättrigem Sandkraut (*Arenaria serpyllifolia* ssp. *serpyllifolia*), Roter Schuppenmiere (*Spergularia rubra*, RLSH V) und Weißem Gänsefuß (*Chenopodium album*) im ersten Untersuchungsjahr 2010 hoch.

Bei der Wiederholungsuntersuchung im Jahr 2011 wurden auf den zehn erneut beprobten Relevés der Grünlandfläche 71 Gefäßpflanzenarten registriert, darunter zehn Arten (14.08 %) der Roten Liste: Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*) und Deutsches Filzkraut (*F. vulgaris*), beide RLSH 3, und acht Arten der Vorwarnstufe (RLSH V). Im Jahr 2011 traten 40 Arten (56.34 %) sowohl auf gestörten als auch auf ungestörten Flächen auf, 58 Arten (81.69 %) auf gestörten (davon 18 (25.35 %) *nur* auf gestörten) und 53 Arten (74.65 %) auf ungestörten (davon 13 (18.31 %) *nur* auf ungestörten). Die gefährdeten Arten verteilten sich recht gleichmäßig auf die gestörten und die ungestörten Flächen: Zwei Rote-Liste-Arten traten nur auf gestörten Flächen, drei nur auf ungestörten und fünf auf beiden Flächenvarianten auf.

Auch im zweiten Untersuchungsjahr fanden sich – vorwiegend auf den gestörten Flächen – noch zahlreiche Pionierarten wie Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*, RLSH 3), Deutsches Filzkraut (*F. vulgaris*, RLSH 3) und Kleines Filzkraut (*F. minima*, RLSH V), Gewöhnliches Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*), Kanadisches Berufkraut (*Erigeron canadensis*), Rote Schuppenmiere (*Spergularia rubra*, RLSH V) und Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*).

Abb. 15: Zu den Erstbesiedlern der offenen Bodenstellen im Grünland Kiebitzholm zählten der Acker-Schmalwand (*Arabidopsis thaliana*; links, weiße Blüte) und das Acker-Vergißmeinnicht (*Myosotis arvensis*; links, blaue Blüte) sowie der Bauernsenf (*Teesdalia nudicaulis*; rechts). Photos: Aiko Huckauf, Mai 2010.

Statistische Analyse

Im ersten Untersuchungsjahr traten bei allen untersuchten Flächenpaaren auf der gestörten Fläche mehr Gefäßpflanzenarten auf als auf der ungestörten (siehe Tab. 2 sowie Abb. 16 und 17). Der *t*-Test für gepaarte Stichproben bestätigt mit $t = 4.54$ und $p < 0.05$ die statistische Signifikanz dieses Resultats; ein nahezu identisches Ergebnis liefert der *t*-Test für zwei unabhängige Stichproben mit $t = 2.98$ und $p < 0.05$. Da die Artenzahlen der ungestörten Flächen den strengen

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Shapiro-Wilk-Normalitätstest mit $p = 0.036$ knapp nicht erfüllen, wurden zusätzlich der Mann-Whitney-*U*-Test und der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test durchgeführt (vgl. Abschnitt 3). Ersterer bestätigt mit $U = 25$, $Z = 2.5$ und $p < 0.05$ einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Stichproben, letzterer mit $p = 0.06$ sehr knapp nicht.

Auch im zweiten Untersuchungsjahr traten bei allen untersuchten Flächenpaaren auf der gestörten Fläche mehr Gefäßpflanzenarten auf als auf der ungestörten (siehe Tab. 2 sowie Abb. 16 und 17), und auch hier bestätigen sowohl der *t*-Test für gepaarte Stichproben mit $t = 3.47$ und $p < 0.05$ als auch der *t*-Test für zwei unabhängige Stichproben mit $t = 2.67$ und $p < 0.05$ die statistische Signifikanz dieses Resultats. Im Falle der Aufnahmen aus dem Jahr 2011 erfüllen die Artenzahlen beider Flächenvarianten (gestört und ungestört) sowohl den strengen Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung als auch den Brown-Forsythe-Test auf Varianzhomogenität (vgl. Abschnitt 3). Gleichwohl wurden aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit auch für die Daten des Jahres 2011 zusätzlich der Mann-Whitney-*U*-Test und der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test durchgeführt. Erwartungsgemäß bestätigt ersterer mit $U = 23.5$, $Z = 2.20$ und $p < 0.05$ einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Stichproben, letzterer indes mit $p = 0.06$ wiederum sehr knapp nicht.

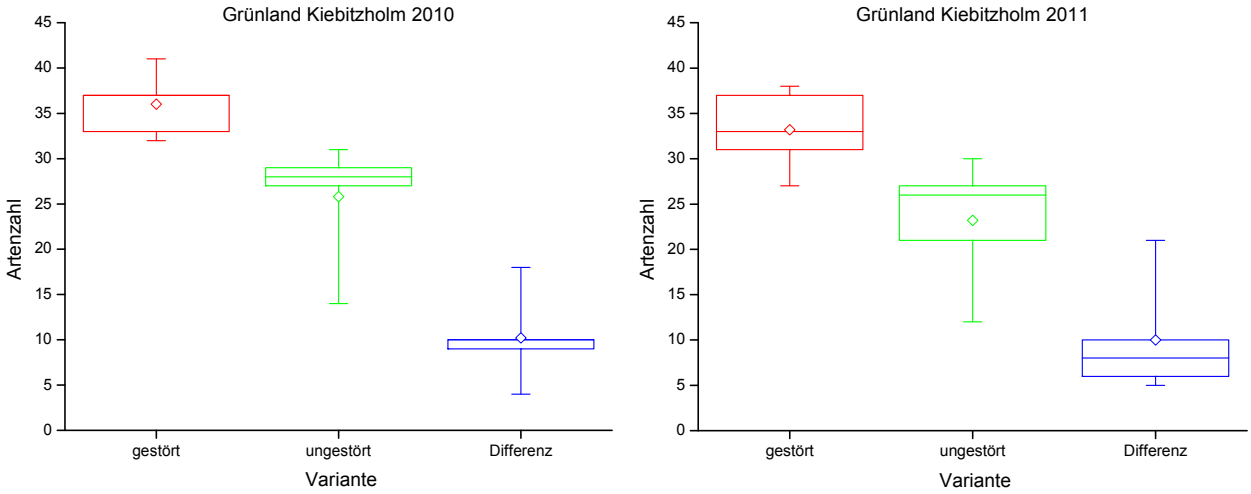


Abb. 16: Boxplot-Diagramme der Artenzahlen der 2010 (links) und 2011 (rechts) auf der Grünlandfläche Kiebitzholm auf gestörten bzw. ungestörten Relevés registrierten Gefäßpflanzen. Zusätzlich dargestellt ist jeweils die für den *t*-Test für gepaarte Stichproben wichtige Differenz (gestört – ungestört).

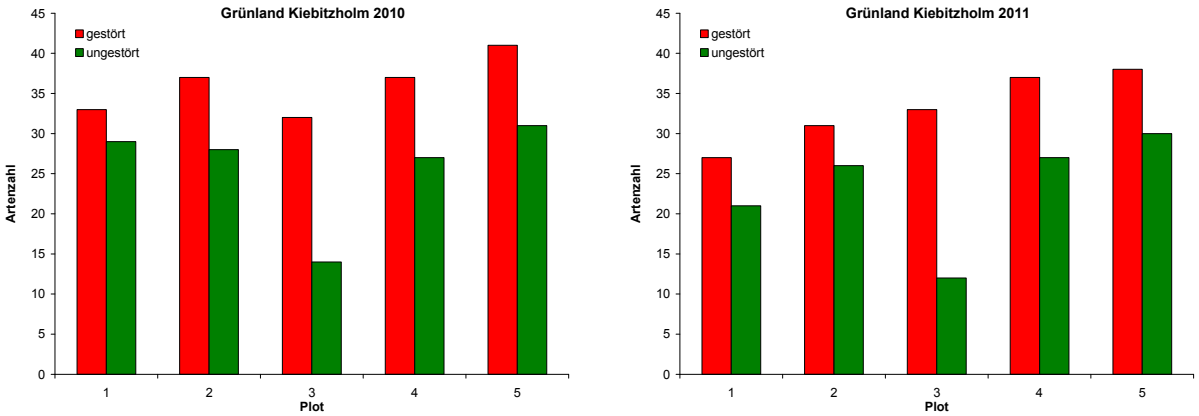


Abb. 17: Balkendiagramme der Artenzahlen der 2010 (links) und 2011 (rechts) auf der Grünlandfläche Kiebitzholm auf gestörten bzw. ungestörten Relevés registrierten Gefäßpflanzen.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Tab. 2: Artenzahlen und statistische Angaben zu den auf der Grünlandfläche Kiebitzholm untersuchten Relevés.

Plot	Artenzahl 2010			Artenzahl 2011		
	gestört	ungestört	Differenz	gestört	ungestört	Differenz
1	33	29	4	27	21	6
2	37	28	9	31	26	5
3	32	14	18	33	12	21
4	37	27	10	37	27	10
5	41	31	10	38	30	8
Minimum	32	14	4	27	12	5
Maximum	41	31	18	38	30	21
Median	37	28	10	33	26	8
Mittelwert	36.0	25.8	10.2	33.2	23.2	10.0
Standardabweichung	3.6	6.8	5.0	4.5	7.0	6.4

Ein Vergleich der Artenzahlen nach Untersuchungsjahren zeigt, daß auf allen Relevés 2010 jeweils mehr Gefäßpflanzen-Arten registriert wurden als 2011 – oder zumindest genauso viele (Tab. 2 und Abb. 18). Die Differenzen sind jedoch zu klein, als daß sich ein statistisch signifikanter Unterschied nachweisen ließe. Überprüft wurde dies mit dem *t*-Test für gepaarte Stichproben (vgl. Abschnitt 3), demzufolge weder für die gestörten Flächen ($t = 1.91$, $p > 0.05$) noch für die ungestörten ($t = 1.86$, $p > 0.05$) die Signifikanzschwelle erreicht wird. Da die Daten der ungestörten Relevés aus dem Jahr 2010 die Kriterien des strengen Shapiro-Wilk-Tests auf Normalverteilung knapp nicht erfüllen, wurde zusätzlich – zwecks besserer Vergleichbarkeit für beide Varianten – der in einem solchen Fall anzuwendende Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test durchgeführt. Erwartungsgemäß bestätigt dieser mit $Z = 1.29$ und $p > 0.05$ für die gestörten bzw. $Z = 1.66$ und $p > 0.05$ für die ungestörten Flächen, daß bei beiden Varianten kein signifikanter Unterschied zwischen den Artenzahlen der beiden Untersuchungsjahre besteht. Das Boxplot-Diagramm (Abb. 18) veranschaulicht dieses Ergebnis.

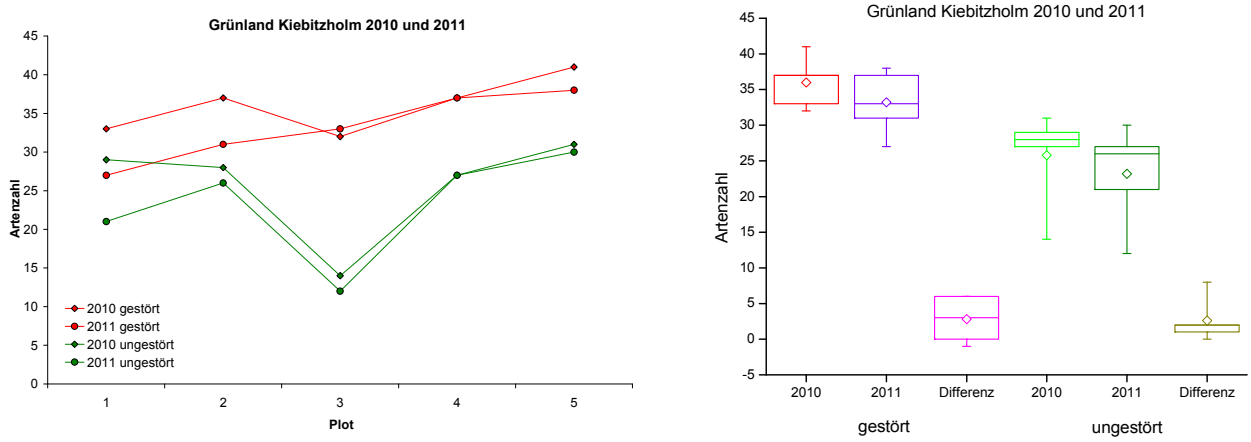


Abb. 18: Links: Artenzahlen der auf den Plots der Grünlandfläche Kiebitzholm registrierten Gefäßpflanzen, unterschieden nach Variante (gestört bzw. ungestört) und Untersuchungsjahr (2010 bzw. 2011). Rechts: Boxplot-Diagramm der in den beiden Untersuchungsjahren 2010 und 2011 auf den gestörten (links) bzw. ungestörten (rechts) Relevés der Grünlandfläche Kiebitzholm registrierten Gefäßpflanzenarten. Zusätzlich dargestellt ist jeweils die für den *t*-Test für gepaarte Stichproben wichtige Differenz (Artenzahlen 2010 – 2011).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

4.3 Lichtung Negernbötel

4.3.1 Lage und Beschreibung

In dem Waldstück bei Negernbötel nordwestlich der Grünbrücke über die A21 befindet sich eine etwa 3500 m^2 große Lichtung, die dem Wild als Dauer-Grünäsungsfläche dient (Abb. 19). Ihr Artenset entspricht dem einer typischen Grünland-Ansaatmischung, wird also von Gräsern wie Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), Ausdauerndem Weidelgras (*Lolium perenne*), Wolligem Honiggras (*Holcus lanatus*), Schwingeln (*Festuca* spp.) und Rispengräsern (*Poa* spp.) dominiert, neben denen sich einige Kräuter wie Gewöhnliche Wiesen-Schafgarbe (*Achillea millefolium* ssp. *millefolium*) und Weiß-Klee (*Trifolium repens*) als Leguminose finden. Die obergrasreiche Vegetation erreichte bereits Anfang Juni 2010 eine Höhe von rund 80 cm; die Fläche bietet somit nicht nur Nahrung, sondern auch Deckung, etwa zum Wiederkäuen. Im Frühjahr 2010 entstanden durch wühlendes Schwarzwild zahlreiche Störstellen in der ansonsten mehr oder weniger geschlossenen Grasnarbe und damit neue Keimungsmöglichkeiten für krautige Arten.

Abb. 19: Wildäsungsfläche auf einer Lichtung nordwestlich der Grünbrücke bei Negernbötel. Photo: Aiko Huckauf, 2010-06-14.

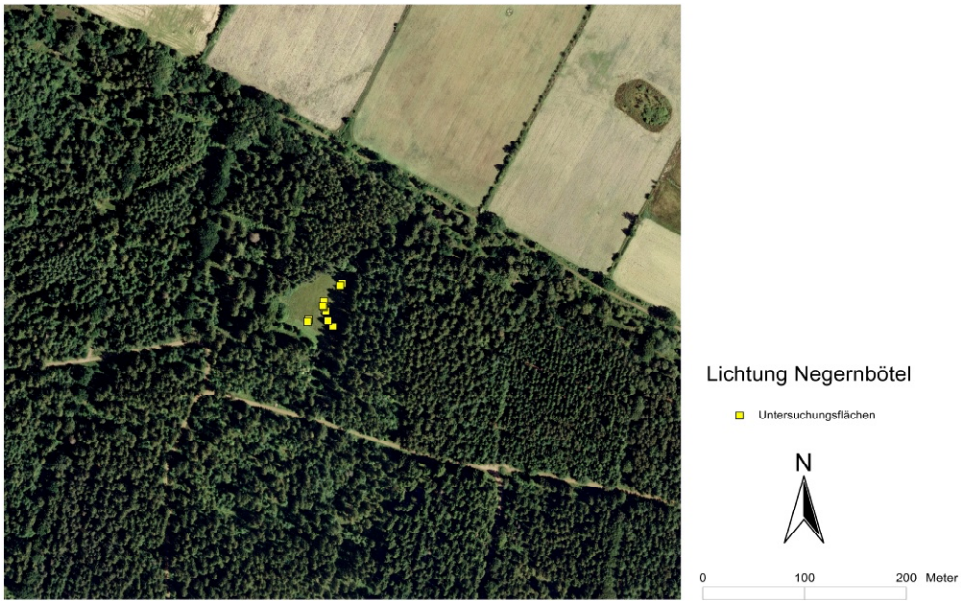


Abb. 20: Position der beprobten Relevés (Störstellen und Nullflächen) auf der Lichtung bei Negernbötel. Kartengrundlage: Digitales Orthophoto mit 20 cm Bodenauflösung (DOP20). Quelle: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein 2009.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

4.3.2 Untersuchungsmethode

Im Juni 2010 wurden auf fünf Untersuchungsflächenpaaren (Störstellen und Nullflächen) von jeweils 2 m × 2 m Größe (Abb. 20 und 21) Vegetationsaufnahmen nach LONDO (1976) durchgeführt. Die Lage der Flächen wurde mit einem GPS punktgenau eingemessen, und die Ecken wurden durch 32 cm lange Holzpflöcke, die zu zwei Dritteln in den Boden geschlagen wurden, markiert, um das Wiederfinden der Flächen für künftige Vegetationsaufnahmen zu erleichtern. Im Spätsommer 2010 fielen diese Markierungen leider der Mahd der Lichtung zum Opfer, und der Versuch, die Untersuchungsflächen im Folgejahr mit Hilfe der GPS-Daten zu rekonstruieren, scheiterte an deren hoher Ungenauigkeit: Die Lichtung ist ringsum von hohen Bäumen umgeben, so daß der Satellitenempfang stark beeinträchtigt wird. Eine wiederholte Beprobung der Flächen im zweiten Projektjahr war damit nicht möglich.

Abb. 21: Probeflächenpaar auf der Lichtung im Wald bei Negernbötel. Die geschlossene Grasnarbe der Nullfläche (links) wird von Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und Schwingeln (*Festuca* spp.) dominiert, wohingegen sich auf der Störfläche (rechts) ein hoher Anteil an Kräutern wie Hahnenfuß (*Ranunculus* spp.) und Ehrenpreis (*Veronica* spp.) etablieren konnte. Photo: Aiko Huckauf, 2010-06-08.

4.3.3 Ergebnisse

Deskriptive Analyse

Im Juni 2010 wurden auf den zehn untersuchen Relevés der Lichtung insgesamt 50 Gefäßpflanzenarten registriert, darunter vier Arten (8.00 %) der Roten Liste: Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*), RLSH 3, sowie Gewöhnlicher Hornklee (*Lotus corniculatus*), Feld-Hainsimse (*Luzula campestris*) und Buntes Vergißmeinnicht (*Myosotis discolor*), alle drei RLSH V. 25 Arten (50.00 %) traten sowohl auf gestörten als auch auf ungestörten Flächen auf, 44 Arten (88.00 %) auf gestörten (davon 19 (38.00 %) *nur* auf gestörten) und 31 Arten (62.00 %) auf ungestörten (davon sechs (12.00 %) *nur* auf ungestörten). Zwei der Rote-Liste-Arten (*Filago arvensis* und *Luzula campestris*) fanden sich nur auf gestörten Flächen, die beiden anderen auf beiden Flächenvarianten. Wie zu erwarten, fanden sich unter den 19 ausschließlich auf gestörten Flächen angetroffenen Arten viele Pionierarten wie Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*, RLSH 3), Acker-Schmalwand (*Arabidopsis thaliana*), Gewöhnlicher Acker-Spark (*Spergula arvensis* ssp. *arvensis*), Gewöhnliches Acker-Vergißmeinnicht (*Myosotis arvensis* ssp. *arvensis*), Gewöhnliches Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*), Weißer Gänsefuß (*Chenopodium album*) und Winden-Knöterich (*Fallopia convolvulus*).

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Abb. 22: Zwei Beispiele für auf Wühlstellen innerhalb der Wildäsungsfläche angetroffene Arten: Buntes Vergißmeinnicht (*Myosotis discolor*; links) und Gewöhnlicher Acker-Spark (*Spergula arvensis* ssp. *arvensis*; rechts). Photos: Aiko Huckauf, Juni 2010.

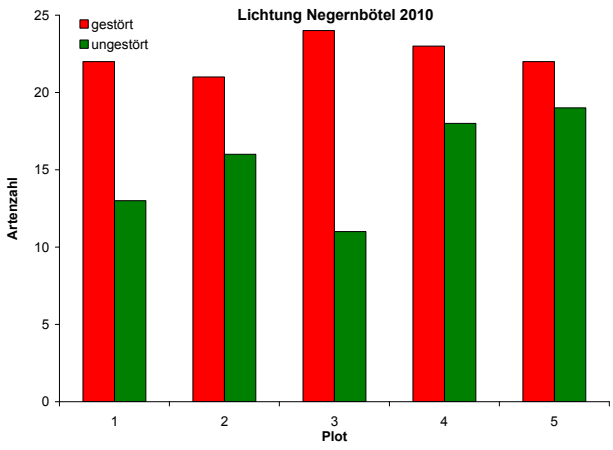
Statistische Analyse

Wie aus Tab. 3 und Abb. 23 ersichtlich ist, wurden auf der gestörten Fläche eines Plots stets mehr Gefäßpflanzenarten registriert als auf der zugehörigen ungestörten Fläche. Zur statistischen Verifizierung wurde die Stichprobe zunächst auf Normalverteilung und Varianzhomogenität geprüft und anschließend nach bestandenen Prüfungen den in Abschnitt 3 beschriebenen *t*-Tests unterzogen. Der *t*-Test für gepaarte Stichproben bestätigt, daß die gestörten Flächen signifikant höhere Artenzahlen aufwiesen als die ungestörten ($t = 3.91$, $p < 0.05$). Dem bei Annahme unabhängiger Untersuchungsflächen anzuwendenden *t*-Test für zwei unabhängige Stichproben zufolge ist der Unterschied in der Artenvielfalt sogar sehr signifikant ($t = 4.41$, $p < 0.01$).

Tab. 3: Artenzahlen und statistische Angaben zu den auf der Lichtung bei Negernbötel untersuchten Relevés.

Plot	Artenzahl 2010		
	gestört	ungestört	Differenz
1	22	13	9
2	21	16	5
3	24	11	13
4	23	18	5
5	22	19	3
Gesamt	44	31	13
Minimum	21	11	3
Median	22	16	5
Maximum	24	19	13
Mittelwert	22.4	15.4	7.0
Standardabweichung	1.1	3.4	4.0

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at



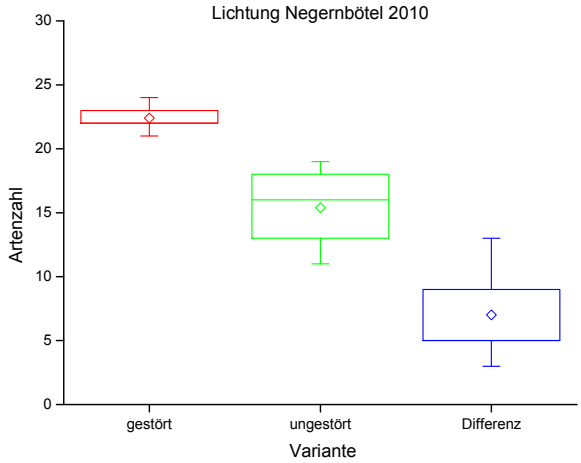


Abb. 23: Balkendiagramm (links) und Boxplot-Diagramm (rechts) der Artenzahlen der 2010 auf der Lichtung bei Negernbötel auf gestörten bzw. ungestörten Relevés registrierten Gefäßpflanzen. Im Boxplot-Digramm ist zusätzlich die für den *t*-Test für gepaarte Stichproben wichtige Differenz (gestört – ungestört) dargestellt.

5 Diskussion

Die in den Jahren 2010 und 2011 durchgeführten Untersuchungen belegen, daß auf den gestörten Probeflächen sowohl im ersten als auch im zweiten Jahr nach Entstehen der Störung deutlich mehr Gefäßpflanzenarten vorkamen als auf den ungestörten Kontrollflächen. Im Falle der Ginsterfläche in Kiebitzholm (Unterabschnitt 4.1) waren diese Unterschiede in beiden Jahren nachweislich (und zum Teil sehr) signifikant; dasselbe gilt für die (allerdings nur 2010 beprobten) Flächen auf der Lichtung bei Negernbötel (Unterabschnitt 4.3). Signifikant höhere Gefäßpflanzen-Artenzahlen ließen sich – mit den in Unterabschnitt 4.2 dargestellten leichten Abstrichen – auch für die Grünlandfläche bei Kiebitzholm nachweisen. In den untersuchten Lebensräumen (Magerrasen, mesophilem Grünland und Fettwiese) führte die Wühltätigkeit des Schwarzwildes also zumindest vorübergehend zu einem Anstieg der α-Diversität. Hierbei waren es vor allem Pionierarten, die von der Schaffung von Offenbodenstellen profitierten.

Für den vorliegenden Beitrag blieb die statistische Auswertung zunächst auf die Artenvielfalt beschränkt, d. h. auf die durch das Wildwirken hervorgerufene Veränderung der α-Diversität. Eine eingehendere Analyse der Daten im Hinblick auf die Artenzusammensetzung unter Berücksichtigung von Abundanz und Dominanz der einzelnen Sippen sowie ihrer *functional traits* könnte zusätzliche Erkenntnisse liefern und weitere Aspekte zum Einfluß der wildlebenden Huftiere auf die biologische Vielfalt ihrer Lebensräume eröffnen.

Danksagung

Der Autor dankt dem Mentor des Forschungsprojektes Wild und Biologische Vielfalt, PD Dr.-Ing. Heinrich Reck, für fachliche und der Jägerstiftung natur + mensch für finanzielle Unterstützung.

Literatur

ABOLING, S. & BENTAMA, D. (2007): Vegetation und Diasporenbank des Bodens aufgelassener Äsungsflächen. AFZ – Der Wald 19/2007: 1051–1052.

AMMER, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. Forest Ecology and Management 8: 43–53.

AMMER, C., VOR, T., KNOKE, T. & WAGNER, S. (2009): Der Wald-Wild-Konflikt: Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. In: Göttinger

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

Forstwissenschaften, Band 5, Universitätsverlag Göttingen: 184 S. Online verfügbar unter http://www.anw-deutschland.de/media/pdf/GoeForst5_Ammer.pdf [Letzter Zugriff: 2014-03-20].

BRADSHAW, R. H. W., HANNON, G. E. & LISTER, A. M. (2003): A long-term perspective on ungulate–vegetation interactions. Forest Ecology and Management 181: 267–280.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien: Springer. 865 S.

BROWN, M. B. & FORSYTHE, A. B. (1974): Robust Tests for Equality of Variances. Journal of the American Statistical Association 69: 364–367.

BUTTLER, K. P. (Bearb.) (2013): Florenliste von Deutschland – Gefäßpflanzen. Version 5 [Aktualisierungsdatum: 2013-07-12]. Online verfügbar unter http://www.kp-buttler. de/florenliste.htm [Letzter Zugriff: 2013-11-17].

DIERßEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. 241 S.

FISCHER, A. (2003): Forstliche Vegetationskunde. Eine Einführung in die Geobotanik. 3. Aufl. Stuttgart: Eugen Ulmer. 421 S.

FÜRST ZU CASTELL-CASTELL, A. (2008): Wald vor Wild: Wir müssen umdenken und handeln! LWF aktuell 62: 48–49.

GILL, R. M. A. (1992a): A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests: 1. Deer. Forestry 65(2): 145–169.

GILL, R. M. A. (1992b): A Review of Damage by Mammals in North Temperate Forests. 2. Small Mammals. Forestry 65(3): 281–308.

HEINKEN, T., HANSPACH, H. & SCHAUMANN, F. (2001): Welche Rolle spielt die endozoochore Ausbreitung von Pflanzen durch wild lebende Säugetiere? Untersuchungen in zwei brandenburgischen Waldgebieten. Hercynia N. F. 34: 237–259.

HEINKEN, T., HANSPACH, H., RAUDNITSCHKA, D. & SCHAUMANN, F. (2002): Dispersal of vascular plants by four species of wild mammals in a deciduous forest in NE Germany. Phytocoenologia 32(4): 627–643.

LONDO, G. (1976): The decimal scale for releves of permanent quadrats. Plant Ecology 33(1): 61–64.

MANN, H. & WHITNEY, D. (1947): On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Annals of Mathematical Statistics 18: 50–60.

MIERWALD, U. & ROMAHN, K. (2006): Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins. Rote Liste (Band 1). Flintbek: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU). 122 S.

PANTER, C. J. & DOLMAN, P. M. (2012): Mammalian herbivores as potential seed dispersal vectors in ancient woodland fragments. Wildlife Biology 18(3): 292–303.

PETRAK, M. (2005): Notwendigkeiten und Funktionen von Lebensraumkorridoren aus ökologischer Sicht – Tierwanderungen und Tiere als Habitatbildner. Naturschutz Biologische Vielfalt 17: 81–99.

PFADENHAUER, J. (1997): Vegetationsökologie. 2. Aufl. Eching bei München: IHW Verlag. 448 S.

REIMOSER, F. & VÖLK, F. (1990): Analyse der praktischen Problemsicht in der Wald-Wild-Frage als Grundlage für die Ermittlung des Forschungsbedarfes und für die Massnahmenumsetzung. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 107(3): 133–162.

SCHMIDT, M., HEINKEN, T., VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U. & ELLENBERG, H. (2005): Ausbreitung von Pflanzen durch Schalenwild. AFZ – Der Wald 01/2005: 29–31.

SCHMIDT, M., SOMMER, K., KRIEBITZSCH, W.-U., ELLENBERG, H. & VON OHEIMB, G. (2004): Dispersal of vascular plants by game in Northern Germany. Part I: Roe deer (Capreolus capreolus) and Wild Boar (*Sus scrofa*). European Journal of Forest Research 123: 167–176.

SHAPIRO, S. S. & WILK, M. B. (1965): An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). Biometrika 52(3/4): 591–611.

VAVRA, M., PARKS, C. G. & WISDOM, M. J. (2007): Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. Forest Ecology and Management 246: 66–72.

VON OHEIMB, G., KRIEBITZSCH, W.-U. & ELLENBERG, H. (2003): Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren. Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung 174(1): 1–7.

©Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.;download www.zobodat.at

VON OHEIMB, G., SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & ELLENBERG, H. (2005): Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part II: Red deer (*Cervus elaphus*). European Journal of Forest Research 124(1): 55–65.

WILCOXON, F. (1945): Individual comparisons by ranking methods. Biometrics 1: 80–83.

WILMANNS, O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie – eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. 6. Aufl. Wiesbaden: Quelle & Meyer. 479 S.

Manuskript eingereicht 2014-03-21, angenommen 2014-03-21.

Anschrift des Verfassers

Aiko Huckauf
Ökologie-Zentrum Kiel
Institut für Natur- und Ressourcenschutz
Olshausenstr. 40
24098 Kiel
E-Mail: ahuckauf@ecology.uni-kiel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Kieler Notizen zur Pflanzenkunde

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: 40

Autor(en)/Author(s): Huckauf Aiko

Artikel/Article: Untersuchungen zur floristischen Vielfalt (α-Diversität) von Schwarzwild geschaffener Störstellen 56-74