

LRT 6240* – Steppenrasen

A. Beschreibung und Vorkommen

a) Definition / Beschreibung

Der Lebensraumtyp umfasst subkontinentale Steppenrasen des Verbands Festucion valesiacae und verwandter Syntaxa, wobei die Bestände primär oder sekundär entstanden sein können. Man findet die Steppenrasen einerseits auf tiefgründigen Böden, z. B. auf Schwarzerden, und andererseits auf flachgründigen südexponierten Felshängen. Die Standorte sind zudem durch ein (sub)kontinental getöntes Klima mit warmen Sommern und kalten trockenen Wintern gekennzeichnet. Zu den typischen Pflanzen gehören z. B. verschiedene Federgrasarten.

b) Verbreitung / Vorkommen

Steppenrasen sind in Deutschland vor allem in der kontinentalen Region verbreitet. In der atlantischen Region Deutschlands ist der Lebensraumtyp sehr selten und kommt nur im nördlichen Harzvorland vor (vgl. Abb. 1 und Tab. 1).

Tab. 1: Anteile der Bundesländer am Verbreitungsgebiet und der Fläche des Lebensraumtyps in der atlantischen Region (BFN/BMUB 2013)

Bundesland	Anteil des Verbreitungsgebietes	Fläche in ha
HB	0 %	0,00
HH	0 %	0,00
NI	31 %	k. A.
NW	0 %	0,00
SH	0 %	0,00
ST	69 %	0,42

B. Erhaltungszustand

a) Ergebnisse des Nationalen FFH-Berichts 2013

Erhaltungszustand (EHZ) in den biogeografischen Regionen (BGR) in Deutschland (BFN/BMUB 2013), in Klammern zum Vergleich der EHZ gem. FFH-Bericht 2007 (BFN/BMU 2007):

Atlantische BGR	Kontinentale BGR	Alpine BGR
U1 (U1)	U1 (U1)	keine Vorkommen

Bewertung der Einzelparameter in der atlantischen Region in Deutschland (BFN/BMUB 2013), in Klammern zum Vergleich die Parameterbewertungen der EHZ gem. FFH-Bericht 2007 (BFN/BMU 2007):

Verbreitungsgebiet	Fläche	Strukturen/ Funktionen	Zukunftsaussichten	Gesamt	Trend
FV (FV)	U1 (U1)	FV (FV)	FV (U1)	U1 (U1)	+

FV = günstig
+ = sich verbessernd

U1 = ungünstig-unzureichend
- = sich verschlechternd

U2 = ungünstig-schlecht
= = stabil

XX = unbekannt
x = unbekannt

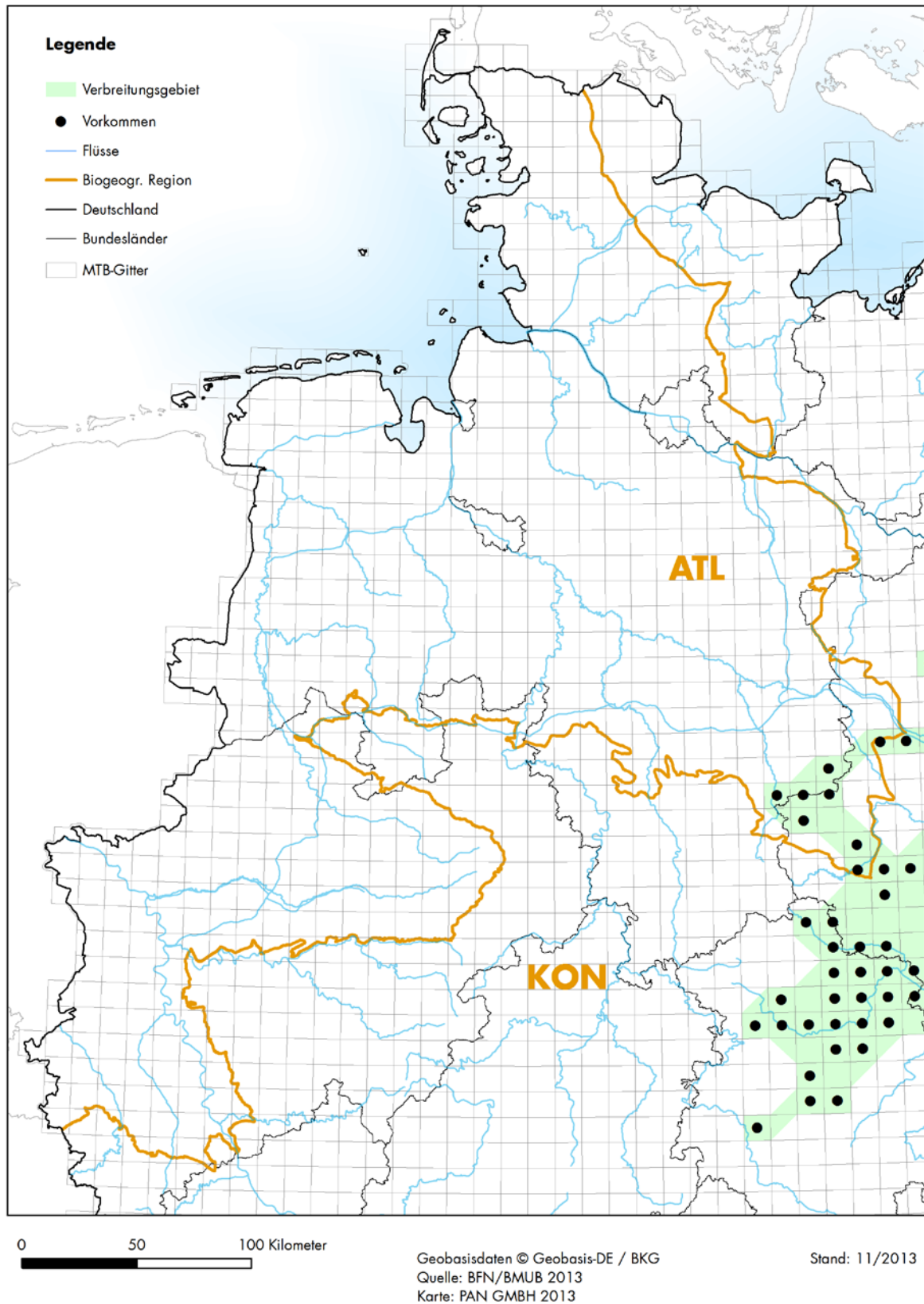


Abb. 1: Vorkommen und Verbreitung der Steppenrasen (LRT 6240) in der atlantischen Region gem. FFH-Bericht 2013

Zur Erreichung eines besseren Erhaltungszustandes der Steppenrasen in der atlantischen Region Deutschlands sind vor allem hinsichtlich des Parameters „Aktuelle Fläche“ substantielle Verbesserungen nötig.

b) Erhaltungsgrad in den wichtigsten FFH-Gebieten

In drei FFH-Gebieten der atlantischen biogeografischen Region Deutschlands sind Steppenrasen gemeldet (vgl. Tab. 2). Der Lebensraumtyp nimmt dort eine Fläche von 10 ha ein.

Tab. 2: FFH-Gebiete in der atlantischen biogeografischen Region mit dem Lebensraumtyp 6240

(Bundesdatenbestand 2013, zu Grunde liegende Länderangaben können ältere Datenstände haben)

Gebietsname (Gebietsnummer)	BL	Gebietsfläche (ha)	LRT-Fläche (ha)	Rep.	Rel.	Erh.	Ges.
Heeseberg-Gebiet (DE3830301)	NI	277	6	A	-	A	-
Harslebener Berge und Steinholz nordwestlich Quedlinburg (DE4132301)	ST	261	4	A	C	A	B
Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg (DE4132303)	ST	13	0,3	C	C	C	C

Rep. = Repräsentativität: A = hervorragende Repräsentativität, B = gute Repräsentativität, C = signifikante Repräsentativität, D = nicht signifikant.

Rel. = relative Flächengröße (die vom Lebensraumtyp im gemeldeten Gebiet eingenommene Fläche in Bezug zur Gesamtfläche des betreffenden Lebensraumtyps in Deutschland): A = > 15 %, B = > 2–15 %, C = ≤ 2 %.

Erh. = Erhaltungsgrad der Struktur und der Funktionen des betreffenden natürlichen Lebensraumtyps und dessen Wiederherstellungsmöglichkeit: A = hervorragend (sehr guter Erhaltungsgrad, unabhängig von der Wiederherstellungsmöglichkeit), B = gut (guter Erhaltungsgrad, Wiederherstellung in kurzen bis mittleren Zeiträumen möglich), C = durchschnittlich oder eingeschränkt (weniger guter Erhaltungsgrad, Wiederherstellung schwierig oder unmöglich).

Ges. = Gesamtbeurteilung des Wertes des Gebietes: A = hervorragend, B = gut, C = signifikant (mittel-gering).

Der „Erhaltungsgrad der Strukturen und der Funktionen“ wurde in zwei Gebieten mit sehr gut bewertet (Heeseberg-Gebiet, Harslebener Berge und Steinholz nordwestlich Quedlinburg). In einem Gebiet erfolgte diesbezüglich eine mittlere bis schlechte Bewertung (Sand-Silberscharten-Standorte bei Quedlinburg).

C. Gefährdungen und Beeinträchtigungen

a) Gefährdungsgrad und Bestandsentwicklung

Nach der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (RIECKEN et al. 2006) sind verschiedene Biotoptypen dem Lebensraumtyp zuzuordnen: Subkontinentale Halbtrockenrasen auf karbonatischem oder sonstigem basenreichen Untergrund mit Mahdnutzung sowie submediterrane Halbtrockenrasen auf silikatischem Untergrund (gemäht oder beweidet) gelten als „stark gefährdet“ bis „von vollständiger Vernichtung bedroht“ und weisen einen abnehmenden Bestand auf. Verbrachte bzw. ungenutzte Bestände sind hingegen zunehmend und werden nur als „gefährdet“ eingeschätzt. Subkontinentale bzw. submediterrane

Halbtrockenrasen gelten als schwer regenerierbar. Gemähte oder beweidete subkontinentale Steppenrasen werden ebenfalls als „stark gefährdet“ bis „von vollständiger Vernichtung bedroht“ eingestuft und gehen tendenziell zurück. Ungenutzte Bestände weisen einen gleichbleibenden Bestand auf und werden als „gefährdet“ bis „stark gefährdet“ klassifiziert. Steppenrasen werden generell als nicht regenerierbar angesehen.

b) Beeinträchtigungs- und Gefährdungsfaktoren

Steppenrasen sind vor allem durch Nutzungsaufgabe, Veränderung der Artenzusammensetzung in Folge von Sukzession und Eintrag atmosphärischer Schadstoffe bedroht. Des Weiteren stellt die Fragmentierung von Habitaten eine mittlere Gefährdung dar (BFN/BMUB 2013, vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Beeinträchtigungen und Gefährdungen gem. FFH-Bericht 2013 (BFN/BMUB 2013)

Code	Beeinträchtigung/Gefährdung	Bedeutung als Beeinträchtigung	Bedeutung als Gefährdung
A03.03	Brache/ ungenügende Mahd	hoch	hoch
A04.03	Aufgabe der Beweidung, fehlende Beweidung	hoch	hoch
H04	Luftverschmutzung und atmosphärische Schadstoffe	mittel	hoch
J03.02	Anthropogene Verminderung der Habitatvernetzung, Fragmentierung von Habitaten	mittel	mittel
K02.01	Veränderungen der Artenzusammensetzung, Sukzession	hoch	hoch

Tab. 3 gibt einen Überblick über alle Beeinträchtigungen und Gefährdungen, die im letzten Nationalen FFH-Bericht (BFN/BMUB 2013) für diesen Lebensraumtyp angegeben wurden. Auf dieser Grundlage werden in Tab. 4 diejenigen Beeinträchtigungs- und Gefährdungsfaktoren genannt, für die bei der Literatur- und Projektrecherche geeignete gegensteuernde Maßnahmen ermittelt werden konnten. Diese Maßnahmen werden in Abschnitt E näher beschrieben und mit Angaben zu Beispielprojekten sowie weiterführender Literatur bzw. Internetlinks versehen.

Tab. 4: Ausgewählte Beeinträchtigungs- und Gefährdungsfaktoren mit Empfehlungen für gegensteuernde Maßnahmen

Ausgewählte Faktoren	Empfohlene Maßnahmen
Aufgabe der Beweidung, fehlende Beweidung	M.1 , M.2 , M.3 , M.5 , M.7
Brache/ ungenügende Mahd	M.1 , M.2 , M.4 , M.7
Veränderungen der Artenzusammensetzung, Sukzession	M.1 , M.2 , M.4 , M.5 , M.6 , M.7 , M.8
Stickstoffeintrag	M.4 , M.5
Anthropogene Verminderung der Habitatvernetzung, Fragmentierung von Habitaten	M.1 , M.2 , M.4 , M.5 , M.6 , M.7 , M.8

D. Zukunftsaussichten

Die Zukunftsaussichten der Steppenrasen werden für die atlantische Region Deutschlands als gut angesehen. Gründe hierfür sind der günstige Erhaltungszustand der spezifischen Strukturen und Funktionen und der zunehmende Bestandstrend.

E. Handlungsempfehlungen

a) Schwerpunkträume für Maßnahmen aus Bundessicht

Die Vorkommen des Lebensraumtyps 6240 in der atlantischen Region Deutschlands befinden sich am nordwestlichen Arealrand des Lebensraumtyps. Somit stellen alle Vorkommen in der atlantischen Region Deutschlands Gebiete mit vordringlichem Handlungs- bzw. Erhaltungsbedarf dar.

b) Übergeordneter Maßnahmen- und Entwicklungsbedarf

Für die nachhaltige Verbesserung des Erhaltungszustandes der Steppenrasen in der atlantischen Region Deutschlands sind bei der Fläche substantielle Verbesserungen nötig. Folgende Standortfaktoren sind dabei besonders relevant:

- subkontinental getöntes Klima
- trockenwarme, nährstoffarme Standorte
- extensive Nutzung sekundärer Bestände.

c) Einzelmaßnahmen

Folgende Maßnahmen werden im Anschluss näher beschrieben:

[M.1 Beweidung als Erhaltungsmaßnahme](#)

[M.2 Mahd als Erhaltungsmaßnahme](#)

[M.3 Anlage einer Pufferzone](#)

[M.4 Mahd als Wiederherstellungsmaßnahme eutrophierter Bestände](#)

[M.5 Beweidung als Wiederherstellungsmaßnahme eutrophierter Bestände](#)

[M.6 Entbuschung](#)

[M.7 Kontrolliertes Brennen](#)

[M.8 Neuentwicklung bzw. Wiederherstellung des LRT durch Artentransfermaßnahmen](#)

M.1 Beweidung als Erhaltungsmaßnahme

Primäre Standorte der Steppenrasen sind i. d. R. weitgehend stabil und bedürfen keiner Pflege. Als Erhaltungsmaßnahme von sekundären Beständen eignet sich die Schafbeweidung, wobei durch den Einsatz genügsamer Extensiv-Schafressen (wie Heidschnucken, Waldschafe oder Rhönschaf) meist bessere Resultate erzielt werden (geringere Weidereste) als durch Intensivrasen wie das Merino-Landschaf. Die Beweidung von Steppenrasen sollte flexibel und aufwuchsorientiert und erst nach Beginn der Samenreife der charakteristischen Arten (circa ab Ende Juli bis Ende März) erfolgen (JÄGER et al. 2002). Der genaue Beweidungszeitpunkt ist dabei an den aktuellen Aufwuchs der Vegetation bzw. den Lebenszyklus speziell zu schützender Arten anzupassen. Entsprechend sollten ebenso die Lebensraumansprüche seltener zu fördernder Tierarten (z. B. Heuschrecken, Tagfalter etc.) berücksichtigt werden.

Die Beweidung sollte möglichst im Hütetrieb erfolgen. Durch die Anwendung unterschiedlicher Hütetechniken ist diese Beweidungsform sehr flexibel und eignet sich für die Schaffung unterschiedlichster Sukzessions- und Übergangsstadien. Auf diese Weise kann eine strukturreichere Landschaft erhalten werden, als es durch die Koppelhaltung möglich ist. Die genaue Besatzdichte ist abhängig von der Produktivität des Standorts. Um eine Unterbeweidung zu verhindern, ist dabei eine kurzzeitig intensive Beweidung in 1–2 Weidegängen zu bevorzugen. Im Falle einer Koppelschafhaltung sollten die Flächen als kurzfristige Umtriebsweide (Aufteilung in Portionsweiden) mit relativ hoher Besatzdichte und kurzer Verweildauer bis zur Erschöpfung der Futtervorräte beweidet werden. Im Rahmen des EU-LIFE-Projekts „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ hat sich dabei eine Beweidung mit 200–300 Tieren/ha für die Dauer von 1–2 Tagen bewährt. Eine kontinuierliche extensive Standweide mit geringer bis mittlerer Besatzdichte (10–80 Tiere/ha) über längere Weideperioden (1–8 Wochen) ist dagegen aufgrund des geringeren Nährstoffaustrags und des selektiven Fraßverhaltens der Tiere als weniger geeignet zu erachten (BARNKOTH 2013). Die tägliche Beweidungsdauer sollte bei Koppelhaltung zwischen 6–8 (10) h liegen. Die Beweidungshäufigkeit richtet sich nach der Aufwuchsmenge. In besonders lückigen, schwach produktiven Beständen reicht eine einmalige Beweidung aus, bei produktiveren Beständen ist eine zwei- bis mehrmalige Beweidung pro Jahr empfehlenswert. Der Abstand zwischen zwei Beweidungsterminen sollte vier bis sechs Wochen betragen. Eine ganzjährige Beweidung von Teilflächen kann u. U. bei Auftreten von Problempflanzen wie z. B. Robinie (*Robinia pseudoacacia*) oder Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) angezeigt sein, wobei die Vegetationsentwicklung ständig zu beobachten und die Pflegeintensität ggf. anzupassen ist.

Besonders wichtig ist, dass bei jeglicher Beweidungsform der Nachtpferch außerhalb des Magerrasens auf nährstoffreichen Standorten angelegt wird, um eine Eutrophierung der Bestände zu verhindern. Auf eine Zufütterung der Tiere ist grundsätzlich zu verzichten. Um einer sukzessiven Verbuschung entgegenzuwirken, empfiehlt sich die Beimischung einiger Ziegen während der Schafbeweidung. Eine ausschließliche Beweidung durch Ziegen ist besonders für steile, verbuschte Flächen erfolgversprechend. Im Rahmen des Projektes „Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenbeweidung im Unteren Saaleetal“ werden u. a. auch Steppenrasen durch eine Ziegenbeweidung in Form einer Standweide mit einer Besatzstärke von 0,2 bis 0,5 GVE (entspricht 1–3 Ziegen/ha) erhalten (ELIAS et al. 2010, ELIAS & MANN 2011).

Aus tierökologischen Gründen ist die Anlage von regelmäßig wechselnden Brachflächen bzw. Säumen empfehlenswert, welche maximal 5–10 % der Gesamtfläche umfassen sollten. Insbesondere bei Reptilienvorkommen sind Saum- und Sonderstrukturen wie Krautsäume, einzelne Gehölze oder Totholz als Biotopverbundelemente und Rückzugsräume zu erhalten bzw. ist die Entwicklung derartiger Strukturen zu fördern (NLWKN 2011).

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
hoch	sehr gut	mittelfristig	dauerhaft

Projekte und Quellen:

ELER-Projekt Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenbeweidung im Unteren Saaleetal. Informationen und Kontaktdaten finden sich unter: <http://www.offenlandinfo.de/projekte/projektinhalte/management-von-offenland-lebensraeumen-an-pflegeproblematischen-steilhaengen-durch-ziegenbeweidung-im-unteren-saaleetal/> Aufgerufen am 11.02.2016

BARNKOTH, C. (2013): Das Management von Steppenrasen Thüringens – Von der Wiederherstellung zur Dauerpflege. – in: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.) (2013): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. – Tagungsband, S. 279-290. – http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/steppenrasen/tagungsband2012/23_barnkoth.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

DVL (DEUTSCHER VERBAND FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE) & LUA (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (Hrsg.) (1998): Trockenrasen und Heiden. Hinweise zur Biotop- und Landschaftspflege. http://www.lpv.de/uploads/tx_ttproducts/datasheet/brb_heft_trockenrasen.pdf. Aufgerufen am 17.02.2015

ELIAS, D., MANN, S. & TISCHEW, S. (2010): Landschaftspflege mit Ziegen - Wiederherstellung und Pflege von Trocken- und Halbtrockenrasen im Unteren Saaleetal. – In: Vössing, A. (Hrsg.): Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 7, S. 58-67. Nationalparkstiftung Unteres Odertal, Schwedt/Oder.

ELIAS, D. & MANN, S. (2011): 5 Jahre Ziegenstandweiden im Unteren Saaleetal: Ergebnisse vegetationskundlicher Erfolgskontrollen und Methoden des Flächenmanagements. http://www.offenlandinfo.de/fileadmin/user_upload/Vortraege/vortrag_10.pdf. Aufgerufen am 16.04.2015.

JÄGER, U., FRANK, D. & PETERSON, J. (2002): 6240* Subpannonische Steppen-t – Trockenrasen. http://www.lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Natura_2000/Arten_und_Lebensraumtypen/Dateien/LRT_6240.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

KAISER, T. & WOHLGEMUTH, O. (2002): Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen. Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 04/2002: 170–242.

NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (Hrsg.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Stand: November 2011. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26. Aufgerufen am 04.05.2015.

STMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN) & ANL (BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE) (HRSG.) (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 2. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. – München, 317 S.

M.2 Mahd als Erhaltungsmaßnahme

Alternativ zur Beweidung lassen sich sekundär entstandene Steppenrasen durch eine einschürige Mahd erhalten. Die Artenzusammensetzung wird dabei maßgeblich von der Wahl des Schnittzeitpunktes beeinflusst. Grundsätzlich ist eine Hochsommersmahd im Zeitraum von Mitte Juli bis Mitte August geeignet, um typische, durch Mahd entstandene Magerrasen zu erhalten. Zu frühe Mahd kann allerdings langfristig zur Verdrängung der Federgräser (*Stipa spec.*) führen, da diese erst spät im Jahr ihre Reservestoffe einlagern (JÄGER et al. 2002). Eine Herbstmahd führt generell zu einer Begünstigung von Hochstauden und Hochgräsern wie z. B. auch Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) oder Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*). Außerdem ist der Nährstoffentzug auf Grund der bereits eingesetzten Verstrohung der Gräser wesentlich geringer als bei Hochsommersmahd. Zum Erhalt bzw. zur Förderung der

Artenvielfalt sollte die Mahd – in Abhängigkeit des Vegetationsbestandes bzw. der zu fördernden Arten – mosaikartig zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt werden. Durch die zusätzliche Anlage von regelmäßig wechselnden Brachflächen (z. B. Wechsel von dreijähriger Brache und zweijähriger Nutzungsphase) auf max. 10–30 % der Gesamtfläche lässt sich ein breites Spektrum unterschiedlicher Strukturtypen erhalten bzw. schaffen. Bei Vorkommen seltener zu fördernder Tierarten sind deren Lebenszyklen und Lebensraumansprüche nach Möglichkeit zu berücksichtigen.

Generell sollte die Mahd möglichst schonend durchgeführt werden. Am besten geeignet ist die Mahd mit Sense, da so Bodenverdichtung und Trittschäden gering gehalten werden. Ist der Aufwand zu groß, empfiehlt sich die Verwendung eines einachsigen Motormähers mit Balkenmähwerk. Aus tierökologischen Gründen sollte auf die Verwendung von Kreiselmähdwerken, Saugmähern und Schlegelmähwerken verzichtet werden. Zum Erhalt der Nährstoffarmut ist das Mähgut abzutransportieren, es sollte jedoch zuvor auf der Fläche abtrocknen, damit Diasporen aus dem Mähgut ausfallen können. Pflege durch Mulchen ist langfristig unzureichend. Lassen die standörtlichen Gegebenheiten keine andere Pflegeform zu, sollte die Mulchaufgabe z. B. durch Abziehen mit einem Striegel möglichst gering gehalten werden (BARNKOTH 2013).

Um die Strukturvielfalt zu erhalten, empfiehlt es sich, einzelne Gehölzgruppen (insbesondere dichtwüchsige Dorngebüsche) oder Einzelbäume auf der Fläche zu belassen.

Werden ehemals beweidete Flächen aus logistischen Gründen in eine Mahdnutzung überführt, sollten zum Erhalt typischer, konkurrenzschwacher Weidearten kleinflächige Pionierstandorte durch Oberbodenabtrag oder Abschieben der Vegetation geschaffen werden.

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
hoch	gut	mittelfristig	dauerhaft

Projekte und Quellen:

BARNKOTH, C. (2013): Das Management von Steppenrasen Thüringens – Von der Wiederherstellung zur Dauerpflege. – in: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.) (2013): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. – Tagungsband, S. 279–290.

http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/steppenrasen/tagungsband2012/23_barnkoth.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

JÄGER, U., FRANK, D. & PETERSON, J. (2002): 6240* Subpannonische Steppen-t – Trockenrasen.

http://www.lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Natura_2000/Arten_und_Lebensraumtypen/Dateien/LRT_6240.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

KAISER, T. & WOHLGEMUTH, O. (2002): Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen. Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 04/2002: 170–242.

NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (HRSG.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Stand: November 2011.

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26.

Aufgerufen am 05.05.2015.

STMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN) & ANL (BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE) (HRSG.) (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 2. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. – München, 317 S.

M.3 Anlage einer Pufferzone

Um Beeinträchtigungen durch Nähr- und Schadstoffeinträge zu vermeiden, sollten vorhandene oder zu entwickelnde Trockenmagerrasen nicht unmittelbar an landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen angrenzen. Dies kann durch die Anlage eines Pufferstreifens erreicht werden. Die Breite sollte in Abhängigkeit des Eintragsrisikos – gegeben durch örtliche Faktoren wie Hangneigung oder Nutzungsintensität der angrenzenden Kultur – mindestens 10–50 m betragen. Die Pufferzonen sollten nicht oder nur extensiv als Mäh- oder Streuwiesen ohne Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden genutzt werden. Auch eine extensive Beweidung ist möglich, sofern eine Beeinträchtigung der Vegetationsbestände durch diese Nutzung auszuschließen ist. Die optimale Nutzung/Pflege kann durch den Abschluss vertraglicher Regelungen z. B. im Rahmen des Vertragsnaturschutzes sichergestellt werden.

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
hoch	sehr gut	mittelfristig	einmalig

Projekte und Quellen:

JÄGER, U., FRANK, D. & PETERSON, J. (2002): 6240* Subpannonische Steppen– Trockenrasen. http://www.lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Natura_2000/Arten_und_Lebensraumtypen/Dateien/LRT_6240.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (HRSG.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Stand: November 2011. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26. Aufgerufen am 04.05.2015.

M.4 Mahd als Wiederherstellungsmaßnahme eutrophierter Bestände

Eine Aushagerung eutrophierter Bestände durch Mahd zur Renaturierung artenreicher Steppenrasen ist nur dann in überschaubaren Zeiträumen (ca. 10–15 Jahre) aussichtsreich, wenn noch ein größerer Anteil an typischen Magerrasen-Arten (Richtwert: Mindestanteil ca. 20 %) in der Vegetation vorhanden ist und sich in einem Umkreis von unter einem Kilometer noch gut erhaltene Steppenrasen-Flächen befinden. Da viele Magerrasenarten keine ausdauernde Samenbank (Lebensdauer < 5 Jahre) aufbauen, kann nur so eine Neubesiedlung durch Einwanderung der Zielarten gewährleistet werden. Für die Keimung von noch in der Samenbank vorhandenen Diasporen sind Störungen der Grasnarbe erforderlich (LFU 2007). Das Mahdregime muss der Ausgangssituation angepasst werden, wobei eine intensive Schnittnutzung auf Dauer jedoch zu einer Schwächung bzw. dem Ausfall der Magerrasenarten führt. Das Mahdgut ist abzutransportieren. Handelt es sich um stark eutrophierte Bestände, in denen sich keine typischen Magerrasen-Arten mehr finden lassen und Gräser dominieren, ist ein dreischüriges Mahdregime angebracht. Es ist meist nicht möglich, aus derartigen Beständen artenreiche Steppenrasen zu regenerieren. Hier sollte die Wiederherstellung artenreicher, mesotropher Grünlandbestände als Ziel gesetzt werden. Durch die Integration in Biotopverbundsysteme oder als Pufferflächen können solche Flächen dennoch zum Schutz von Steppenrasen beitragen. Die Nutzung sollte ab Juni beginnen und die Mahd in einem Abstand

von 1–1,5 Monaten bis Mitte Oktober durchgeführt werden. Bei nachlassender Wüchsigkeit kann auf zweimalige Mahd umgestellt werden.

Ein zweisechüriges Schnittregime mit einer Fröhsommermahd im Juni und einer Herbstmahd empfiehlt sich zur Aushagerung artenreicher Grünlandbestände, die durch das Auftreten von Magerkeitszeigern wie etwa Gewöhnlichem Ruchgras (*Anthoxanthum odoratum*), Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) oder Wiesen-Salbei (*Salvia pratensis*) gekennzeichnet sind. Ein derartiges Nutzungsregime sollte so lange durchgeführt werden, bis Arten der Zielvegetation eine hohe Deckung (mind. 30 %) einnehmen. Ab dann sollte die Erstmahd in Richtung Hochsommer (ab Mitte Juli) verschoben werden, wie es für den langfristigen Erhalt von Steppenrasen erforderlich ist. Eine einschürige Mahd sollte nur auf Flächen durchgeführt werden, auf denen typische Arten des Wirtschaftsgrünlandes einen Deckungswert von unter 5 % einnehmen. So lange derartige Arten vorkommen, empfiehlt es sich, die Mahd erst ab Anfang August durchzuführen, um eine Streuakkumulation zu verhindern.

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
hoch	mittel	langfristig	dauerhaft

Projekte und Quellen:

LFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (Hrsg.) (2007): Erhaltung und Entwicklung von Flussschotterheiden. Arbeitshilfe Landschaftspflege. UmweltSpezial.

<http://www.fh-erfurt.de/lgf/fileadmin/LA/Personen/Mueller/recentPub/RiegelFlussschotterheiden.pdf>.

Aufgerufen am 19.04.2015.

STMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN) & ANL (BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE) (HRSG.) (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 2. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. – München, 317 S.

M.5 Beweidung als Wiederherstellungsmaßnahme eutrophierter Bestände

Durch Beweidung ist eine Aushagerung eutrophierter Bestände möglich, sie verläuft jedoch langsamer als durch Mahd. Insbesondere bei Standorten mit höherer natürlicher Standortproduktivität ist von einer Aushagerungsdauer von zehn und mehr Jahren auszugehen (BRENNER et al. 2004). Empfehlenswert ist daher der Einsatz einer Beweidung für schwach eutrophierte Bestände, die noch typische Steppenrasen-Arten aufweisen, sowie für Bestände mit niedrigem Nährstoffnachlieferungsvermögen oder Flächen, die durch Hangneigung, Gehölzbestand etc. maschinell nur unter hohem Aufwand zu pflegen sind. Die Beweidung kann durch Schafe (Hüteschafhaltung) oder Rinder erfolgen. Bei einer Schafbeweidung sollten mindestens drei Weidegänge durchgeführt werden, der erste im April/Mai, der zweite im Juni/Juli, der dritte im August/September (LFU 2007). Je nach Eutrophierungsgrad sollte die Besatzdichte im Vergleich zur Erhaltungspflege ca. 1,5 bis 2mal so hoch liegen (STMLU/ANL 1994). Wichtig ist, dass die Schafe nachts (optimal auch mittags) außerhalb der Steppenrasen gepfercht werden. Sofern der starke Aufwuchs im Fröhsommer nicht angemessen abgeweidet wird, empfiehlt sich ein Wechsel von Mahd und Beweidung. Bei einer Rinderbeweidung muss Jungvieh eingesetzt werden, um Trittschäden möglichst gering zu halten. Generell sollte nach einer ca. fünfwöchigen Fröhsommerweide ab Anfang Juni eine zweiwöchige Herbstbeweidung nachgeschaltet werden, um die Entstehung von Streufilzdecken zu verhindern. Es empfiehlt sich

eine Besatzstärke von mind. 2 GV/ha. Wenn möglich sollten stärker aufgedüngte Bereiche vor dem Auftrieb der Rinder gemäht werden, um den Nährstoffaustrag zu beschleunigen (STMLU/ANL 1994).

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
hoch	mittel	langfristig	dauerhaft

Projekte und Quellen:

BRENNER, S., PFEFFER, E. & SCHUMACHER, W. (2004): Extensive Schafbeweidung von Magerrasen in Hinblick auf Nährstoffentzug und Futterselektion.– *Natur und Landschaft* 79 (4): 167–174.

LFU (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT) (Hrsg.) (2007): Erhaltung und Entwicklung von Flussschotterheiden. Arbeitshilfe Landschaftspflege. UmweltSpezial.

<http://www.fh-erfurt.de/lgf/fileadmin/LA/Personen/Mueller/recentPub/RiegelFlussschotterheiden.pdf>.

Aufgerufen am 19.04.2015.

STMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN) & ANL (BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE) (HRSG.) (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 2. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. – München, 317 S.

M.6 Entbuschung

Zur Öffnung brachgefallener und stark verbuschter Steppenrasen sollte der Gehölzaufwuchs (v. a. Weißdorn, Schlehe und Rosen) zurückgedrängt werden. Dabei werden die Gehölze entweder manuell (Motorsäge, Motorsense, Balkenmäher) oder maschinell (mittels Forstmulcher) oberflächennah abgeschnitten. Der Gehölzschnitt ist generell aus der Fläche zu beseitigen (Abtransport, Verbrennen). Die Maßnahme eignet sich am besten für junge Sukzessionsstadien, die noch einige Zielarten in der Vegetation aufweisen.

Zu beachten ist, dass nach der Entbuschung eine konsequente kontinuierliche Nutzung der Flächen in Form von Mahd oder Beweidung durchgeführt werden muss, um die Steppenrasenarten zu fördern und eine fortschreitende Sukzession zu verhindern. Auf regelmäßig beweideten Flächen ist eine mechanische Entbuschung in einem Abstand von etwa 5–10 Jahren notwendig.

Die anfängliche Entbuschung sollte zwischen Oktober und Februar, bevorzugt in den Monaten Oktober und November, stattfinden. Sprechen keine Belange des Natur- und Artenschutzes (insbesondere seitens der Ornithologie) dagegen, kann eine abschnittsweise Abholzung besonders regenerationskräftiger Gehölze bereits im Mai bis Juni (Laubaustriebsphase) oder Juli (Beginn der sommerlichen Trockenperiode) in Erwägung gezogen werden, um die Effizienz der Maßnahme zu erhöhen. Ein erfolgreiches Zurückdrängen der Gehölze ist allerdings nur über eine anschließende mehrjährige Nachpflege (mindestens 3–5 Jahre) möglich. Dazu müssen Neuaustriebe mindestens einmalig zum Ende der Vegetationsperiode zurückgeschnitten werden. Bei besonders austriebsstarken Gehölzen wie Roter Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Schlehe (*Prunus spinosa*) oder Liguster (*Ligustrum vulgare*) ist über mehrere Jahre ein zweimaliges Nachschneiden der Stockausschläge während der Vegetationsperiode oder eine intensive Beweidung mit Schafen und Ziegen notwendig, um die Arten langfristig aus der Fläche zu entfernen. Kann eine ausreichende Nachpflege nicht gewährleistet werden, haben

sich auch das Ringeln von Stämmen (insbesondere bei älteren Gehölzen) oder das Aushacken der Wurzeln bewährt.

Steppenrasenstandorte sind insbesondere auch durch das Vordringen der Neophyten Gewöhnliche Robinie (*Robinia pseudoacacia*), Götterbaum (*Ailanthus altissima*) und Gemeiner Bocksdorn (*Lycium barbatum*) gefährdet. Diese Arten zeichnen sich durch ein hohes Ausbreitungspotential aus, eine Bekämpfung ist durch intensive Mahd oder wiederholtes Abschneiden in kurzem Turnus möglich. Insbesondere Robinien können durch Stickstoff-Fixierung zu einer Eutrophierung der Magerrasenstandorte führen. Daher sollten alle Individuen in einem Umkreis von ca. 50 m entfernt werden.

Um die standörtliche Strukturvielfalt und ein ausreichendes Lebensraumangebot für Insekten, Reptilien, Vögel oder Kleinsäuger aufrechtzuerhalten, sollte die Gehölzbeseitigung nur abschnittsweise über einen Zeitraum von mehreren Jahren hinweg erfolgen und auch einige Gehölzinseln belassen werden. Dabei sind insbesondere naturschutzfachlich wertvolle Gehölze wie Wachholder (*Juniperus communis*), Steinweichsel (*Prunus fruticosa*) oder verschiedene Rosenarten wie Kleinblütige Rose (*Rosa micrantha*), Wein-Rose (*Rosa rubiginosa*) und Bibernell-Rose (*Rosa spinosissima*) zu schonen. Insgesamt sollte die Deckung der Gehölze max. 10–20 % der Fläche umfassen.

Eine Alternative zur mechanischen Entbuschung, insbesondere in extremen Steillagen, stellt die Beweidung mit Ziegen dar (s. ELIAS et al. 2010, ELIAS & MANN 2011). Im Rahmen des Projektes „Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenbeweidung im Unteren Saaletal“ konnte so innerhalb von zwei Jahren ein deutlicher Rückgang der Gehölze um bis zu 45 % Deckung erreicht werden. Die Beweidung durch Ziegen kann prinzipiell im Zeitraum von März bis November erfolgen, wobei v. a. im Frühsommer verstärkt Gehölze verbissen werden. Zur Erstpflge empfiehlt sich eine Besatzstärke von 0,5–1 GV/ha (3–7 Ziegen/ha), zur Erhaltungsbeweidung nach Rückgang der Gehölze kann diese schrittweise auf 0,2–0,5 GVE /ha (ca. 1–3 Ziegen pro Hektar) reduziert werden. Die genaue Dauer der Beweidung ist dem Verbuschungsgrad und dem Vorkommen zu schützender Arten anzupassen. Als Ziegenrasse eignen sich neben der deutschen Edelziege insbesondere die Burenziege sowie Kreuzungen aus beiden Rassen. Zu empfehlen ist ein rotierendes Beweidungssystem zwischen verschiedenen Flächen oder Koppeln, um den Parasitenbefall der Tiere zu minimieren und auf einzelnen Flächen Weidepausen anzulegen, damit Zielarten ohne Störung zur Fruchtreife gelangen können. Wichtig ist, dass die Tiere nicht zugefüttert wurden. Aus wirtschaftlicher Sicht ist eine Ziegenbeweidung oftmals nur rentabel, wenn der intensive Arbeitsaufwand (tägliche Kontrollgänge, Reparaturen, Nachpflege der Flächen) neben der Vermarktung der Tiere durch entsprechende Förderinstrumente zur Ziegenhaltung finanziell honoriert wird.

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
mittel	mittel	mittelfristig	einmalig/dauerhaft

Projekte und Quellen:

ELER-Projekt Management von Offenland-Lebensräumen an pflegeproblematischen Steilhängen durch Ziegenbeweidung im Unteren Saaletal. Informationen und Kontaktdaten finden sich unter: <http://www.offenlandinfo.de/projekte/projektinhalte/management-von-offenland-lebensraeumen-an-pflegeproblematischen-steilhaengen-durch-ziegenbeweidung-im-unteren-saaletal/> Aufgerufen am 11.02.2016

BARNKOTH, C. (2013): Das Management von Steppenrasen Thüringens – Von der Wiederherstellung zur Dauerpflege. – in: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.) (2013): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. – Tagungsband, S. 279-290.

http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/steppenrasen/tagungsband2012/23_barnkoth.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

ELIAS, D. & MANN, S. (2011): 5 Jahre Ziegenstandweiden im Unteren Saaletal: Ergebnisse vegetationskundlicher Erfolgskontrollen und Methoden des Flächenmanagements.

http://www.offenlandinfo.de/fileadmin/user_upload/Vortraege/vortrag_10.pdf. Aufgerufen am 16.04.2015.

ELIAS, D., MANN, S. & TISCHEW, S. (2010): Landschaftspflege mit Ziegen - Wiederherstellung und Pflege von Trocken- und Halbtrockenrasen im Unteren Saaletal. – In: VÖSSING, A. (Hrsg.): Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal 7, S. 58-67. Nationalparkstiftung Unteres Odertal, Schwedt/Oder.

KAISER, T. & WOHLGEMUTH, O. (2002): Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen. Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 04/2002: 170–242.

NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) (HRSG.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Stand: November 2011.

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26.

Aufgerufen am 05.05.2015.

STMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN) & ANL (BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE) (HRSG.) (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. 2. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1. – München, 317 S.

WIESBAUER, H. (2013): LIFE-Projekte zur Erhaltung der Steppen- und Trockenrasen in Österreich. – in: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.) (2013): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. – Tagungsband, S. 314-322.

http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/steppenrasen/tagungsband2012/23_barnkoth.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

M.7 Kontrolliertes Brennen

Unzureichende bzw. fehlende Pflege führt zur Bildung verfilzter Streudecken und langfristig zum Umbau der Magerrasen in mesophile Bestände sowie zur Ausbreitung von Brachezeigern und Gehölzen. Kontrollierter Feuereinsatz stellt eine effektive Methode dar, die abgestorbene Biomasse zu entfernen und die typische Vegetationsstruktur der Steppenrasen wiederherzustellen. Zum langfristigen Erhalt der Steppenrasen ist jedoch eine regelmäßige Nutzung, optimal in Form einer Schafbeweidung, zwingend erforderlich, um einen kontinuierlichen Biomasse- bzw. Nährstoffentzug zu gewährleisten. Als Ergänzung zur regelmäßigen Pflege kann kontrolliertes Brennen bedarfsweise oder periodisch (ca. alle 5 Jahre) eingesetzt werden (KLEIN 2013).

Die Wirkungen des Brennens sind abhängig vom Maßnahmenzeitpunkt, von der Menge und Trockenheit der Streu, den Windverhältnissen sowie der Art der Anlage des Feuers – Faktoren, die im Wesentlichen die Brandtemperatur bestimmen. Prinzipiell wird zwischen Lauf-, Gegenwind- und Ringfeuer unterschieden (s. GOLDAMMER et al. 1997). Lauffeuer werden in Windrichtung angelegt und laufen somit schnell über die Fläche. Das Abbrennen der Vegetation erfolgt dabei meist nur unvollständig, da sich die höchsten Temperaturen im oberen

Flammenbereich befinden. Anders hingegen ist es beim Gegenwindfeuer, wobei das Feuer dem Wind entgegen gesetzt angelegt wird. Das Feuer läuft daher langsamer über der Fläche und es kommt zu einer stärkeren Verbrennung der Bodenauflage. Ringfeuer sind kreisförmige Feuer, die aufgrund ihrer hohen Intensität besonders gut zur Entfernung von unerwünschter Gehölzverjüngung geeignet sind. Neben der Brenntechnik spielt die Feuertemperatur eine entscheidende Rolle, welche durch die Trockenheit des Brennmaterials bestimmt wird. „Heiße Feuer“ entstehen bei weitgehender Trockenheit der Streuauflage, die schneller, vollständiger und mit hohen Temperaturen verbrennt. „Kalte Feuer“ dagegen entstehen bei nicht vollständig getrockneter Streu und ähneln in ihren Auswirkungen auf die Vegetation der Mahd, da die Bodenauflage nur oberflächlich verbrannt wird. Der Zeitpunkt des Feuereinsatzes ist abhängig vom Pflegeziel. Soll starker Gehölzaufwuchs zurückgedrängt oder die Streudecke möglichst vollständig entfernt werden, empfiehlt sich der Einsatz eines möglichst intensiven „Heißen Feuers“ im Spätfrühjahr bis Sommer.

Zur größtmöglichen Schonung der Fauna sollte das kontrollierte Brennen in den Wintermonaten (Dezember – Februar) durchgeführt werden, wenn viele Tierarten inaktiv sind und im Boden überwintern. Es empfehlen sich sog. „Kalte Mitwindfeuer“. Die Bodenauflage wird meist nicht vollständig verbrannt, die Temperaturen in Bodennähe sind i. d. R. nicht stark erhöht und die Bodenfauna wird geschont. Besonders günstige Bedingungen für die Maßnahmendurchführung finden sich bei kalten Hochdrucklagen nach einigen Tagen der Trockenheit sowie leichtem Wind, die beste Tageszeit sind die frühen Nachmittagsstunden (weitgehende Abtrocknung der Bestände nach Abtauen des morgendlichen Raureifs, jedoch noch relativ feuchte organische Auflage).

Das Zünden des Feuers erfolgt mittels Propangasbrenner oder Brennkanne. Um eine unkontrollierte Ausbreitung des Feuers zu verhindern, sollte die Maßnahmenfläche vorab mit einem gemähten Brandschutzstreifen umgeben und ggf. an der Leeseite ein Gegenwindfeuer entzündet werden (das i. d. R. nach wenigen Metern erlischt). Kontrolliertes Brennen sollte nur kleinflächig (ca. 1–2 ha) bzw. auf Teilflächen durchgeführt werden, so dass die Flächen innerhalb einer Vegetationsperiode durch Einwanderung aus Nachbarbeständen wieder besiedelt werden können – insbesondere von Tierarten, die in höheren Schichten der Vegetation überwintern und somit unmittelbar von der Maßnahme betroffen sind.

Im Rahmen des EU-LIFE-Projekts „Erhaltung und Entwicklung der Steppenrasen Thüringens“ konnte durch den kontrollierten Feuereinsatz im Februar eine deutliche Verbesserung der Vegetationsstruktur verbrachter Steppenrasen erreicht und die Beweidbarkeit der Flächen wiederhergestellt werden (KLEIN 2013). Durch den relativ geringen Personalaufwand von vier bis fünf Personen (1 Zündgeber, 3–4 Personen zur Sicherung bzw. Löschen mit Feuerpatschen und Wasserrucksäcken) erwies sich die Maßnahme gegenüber einer Mahd als deutlich kostengünstiger. Die Anwesenheit der Feuerwehr ist nicht zwingend notwendig, sofern erfahrenes und geschultes Personal zur Durchführung des Feuereinsatzes zur Verfügung steht, jedoch grundsätzlich empfehlenswert. Ein beauftragter zu bezahlender Einsatz der Feuerwehr führt jedoch zu einer erheblichen Steigerung der Kosten (KLEIN 2013).

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
mittel	gut	kurzfristig	einmalig/dauerhaft

Projekte und Quellen:

DVL (DEUTSCHER VERBAND FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE) & LUA (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG) (Hrsg.) (1998): Trockenrasen und Heiden. Hinweise zur Biotop- und Landschaftspflege.

http://www.lpv.de/uploads/tx_ttproducts/datasheet/brb_heft_trockenrasen.pdf. Aufgerufen am 05.02.2015.

GOLDAMMER, J.G., PRÜTER, J. & PAGE, H. (1997): Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa. Ein Positionspapier.– NNA-Berichte 10 (5): 2–17.

HAMPTON, M. (2008): Management of Natura 2000 habitats. 4010 Northern Atlantic wet heaths with Erica tetralix. European Commission, 26 S.

http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/4010_Atlantic_wet_heaths.pdf.

Aufgerufen am 18.02.2015.

JACQUEMYN, H., BRYN, R. & NEUBERT, M.G. (2005): Fire increases invasive spread of *Molinia caerulea* mainly through changes in demographic parameters. – *Ecological Applications* 15: 2097–2108.

KAISER, T. & WOHLGEMUTH, O. (2002): Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen. Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 04/2002: 170–242.

KEIENBURG, T. & PRÜTER, J. (2004): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Erhaltung und Entwicklung einer alten Kulturlandschaft. – Mitteilungen aus der NNA 17, Sonderheft 1: 1–65.

KLEIN, S. (2013): Feuermanagement in Steppenrasen. – in: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.) (2013): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. – Tagungsband, S. 291-299.

http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/steppenrasen/tagungsband2012/23_barnkoth.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

LEL (LANDESANSTALT FÜR ENTWICKLUNG DER LANDWIRTSCHAFT UND DER LÄNDLICHEN RÄUME SCHWÄBISCH GEMÜND): Feuereinsatz in der Landschaftspflege.

<http://ltz-bw.de/pb/MLR.LEL.Lde/Startseite/Laendliche+Entwicklung+und+Landschaft/Kontrolliertes+Brennen>.

Aufgerufen am 05.02.2015.

MARRS, R.H., PHILLIPS, J.D.P., TODD, P.A. & GHORBANI, J. (2004): Control of *Molinia caerulea* on upland moors. – *Journal of Applied Ecology* 41: 398–411.

NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (HRSG.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Stand: November 2011. –

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26.

Aufgerufen am 05.05.2015.

M.8 Neuentwicklung bzw. Wiederherstellung des LRT durch Artentransfermaßnahmen

Steppenrasen können auf geeigneten nährstoffarmen Standorten (z. B. flachgründigen Kalkäckern etc.) entwickelt bzw. wiederhergestellt werden. Auch aufgelassene Kalk- und Gipssteinbrüche bieten dafür günstige Voraussetzungen.

Eine bewährte Möglichkeit zur Entwicklung von Trocken- und Halbtrockenrasen ist das Ausbringen von Samen der lebensraumtypischen Pflanzenarten. Dazu eignet sich die Verwendung von autochthonem Saatgut, das die für die Region charakteristischen und an die lokalen Standortbedingungen angepassten Unterarten und Ökotypen beinhaltet. So ist gewährleistet, dass die genetische Diversität bewahrt bleibt und der gesamte Artenpool der Zielartengemeinschaft, inklusive sehr seltener Arten, übertragen werden kann. Die Auswahl der

geeigneten Methode zur Samengewinnung und -übertragung hängt von den jeweiligen standörtlichen Rahmenbedingungen ab.

Von entscheidender Bedeutung für den Erfolg der Begrünungsmaßnahmen sind insbesondere folgende Faktoren:

Wahl und Vorbereitung der Empfängerfläche

Empfängerflächen sollten grundsätzlich nicht unter 1 ha groß sein, um den Aufbau überlebensfähiger Populationen zu gewährleisten. Der Wasser- und Nährstoffhaushalt der Empfängerfläche sollte möglichst weitgehend dem des Spenderbestandes entsprechen.

Bei zu hohem Trophieniveau der Renaturierungsfläche (Ertrag von 35–40 dt/ha und Jahr) kann dazu zunächst eine Aushagerung erforderlich sein. Dies kann auf Ackerflächen durch den düngefreien Anbau von Nährstoff zehrendem Wintergetreide wie z. B. Roggen (meist über 1–3 Jahre), auf Grünlandstandorten durch zwei- oder dreischürige Mahd mit Abtransport des Mahdguts erfolgen.

Um eine erfolgreiche Ansiedlung der Zielarten auf Empfängerflächen mit geschlossener Grasnarbe, insbesondere auf verfilzten Flächen, zu ermöglichen, muss die bestehende Vegetation nachhaltig geöffnet werden. Dies kann durch Eggen, Fräsen oder Pflügen erreicht werden. Bewaldete Flächen (keine Wälder mit naturnaher Vegetation oder alte Waldstandorte) müssen zunächst gerodet, die Wurzelstöcke ggf. abgefräst werden (z. B. mit Stockfräse, Forstmulcher). Bei hohen Nährstoffgehalten im Boden kann ein Abschieben der Streuschicht bzw. ein Oberbodenabtrag (10–40 cm Tiefe) sinnvoll sein, das mit einem Bagger abgetragene Material wird abtransportiert. Auf diese Weise wird zusätzlich die vorhandene Samenbank unerwünschter Arten entfernt. Eine Reduktion der Nährstoffgehalte kann auf Ackerböden evtl. auch durch tiefes Pflügen erreicht werden, wobei der nährstoffreiche Oberboden in Bodentiefen verlagert wird, die von den Pflanzenwurzeln nicht mehr erreicht werden („Bodeninversion“, vgl. DOMAN & SUTHERLAND 1994, PYWELL et al. 2002). Inwiefern die Reduktion der Nährstoffverfügbarkeit anhält, ist jedoch unklar (KIEHL 2009).

Wahl der Spenderfläche

Als Spenderflächen eignen sich insbesondere hochwertige Bestände mit regional charakteristischer Artenzusammensetzung und möglichst hoher Abundanz der Zielarten, einschließlich seltener und gefährdeter Arten. Da Artenzusammensetzung und Samendichte jährlich stark variieren können, sollte vor der Beerntung der aktuelle phänologische Zustand der Spenderfläche überprüft werden. In Jahren mit extrem niedrigem Samenansatz sollte auf eine Beerntung ganz verzichtet werden. Die Spenderflächen sollten in möglichst geringer Entfernung (< 20 km) zu den Empfängerflächen liegen. Je größer die Distanzen, umso höher ist die Gefahr einer genetischen Veränderung der lokalen Flora. Zudem erhöhen sich die Transportkosten.

Wahl des Mahdzeitpunkts der Spenderfläche

Die Ernte des Mahdguts ist während der Samenreife der Zielarten durchzuführen. Zur Erfassung des gesamten Artenspektrums bzw. zur Förderung spezieller Zielarten können Ernte und Auftrag auch mehrmals zu unterschiedlichen Zeitpunkten stattfinden. Insbesondere

beweidete Flächen zeichnen sich durch eine deutliche zweite Blühphase aus, so dass die Beerntung nach Möglichkeit gestaffelt zwischen Juli und Oktober durchgeführt werden sollte.

Wahl der geeigneten Technik zur Ernte von Samen und Pflanzenmaterial

Erfahrungen liegen insbesondere für folgende Verfahren vor:

- Übertragung von frischem Mahdgut:

Für eine möglichst hohe Samenausbeute sollte die Fläche am frühen Morgen gemäht werden (Samen haften durch den Tau gut an den Pflanzen). Aus tierökologischen Gründen empfiehlt sich die Mahd mit einem Balkenmäher anstatt eines Kreiselmähers. Zur Vermeidung von Samenverlusten ist es ratsam, das Mahdgut sofort (ohne Wenden) mit einem Ladewagen aufzunehmen und unverzüglich auf der Empfängerfläche auszubringen. Es empfiehlt sich der Einsatz von Ladewagen mit Vorschnitteinrichtung und Dosierwalze. Nach zwei Tagen sollte ein erneutes Schwaden und Anwalzen des Mahdguts erfolgen. Die Auflagehöhe sollte dabei im frischen Zustand 3–5 cm (0,5–1 kg Frischgewicht/m²), auf erosions- oder austrocknungsgefährdeten Flächen 5–10 cm (1–2 kg Frischgewicht/m²) betragen. Das Verhältnis von Spender- zu Empfängerfläche ist abhängig von Biomasseproduktion und Samengehalt der Spender- sowie der Erosionsanfälligkeit der Empfängerfläche. Sie variiert zwischen 1:2 (im Optimalfall) bis 8:1 (bei niedrig wachsender Vegetation mit geringer Deckung). Meist ist ein Verhältnis von 3:1 ausreichend.

Vorteile: sehr hohe Samenausbeute (fast 100 % der Samenmenge der Erntefläche); hohe Übertragungsrate vorhandener Zielarten (durchschnittlich 60 %) sowie auch Übertragung von Kleintieren (v. a. Insekten, Spinnentiere); zur Maßnahmendurchführung sind keine speziellen Maschinen erforderlich. Frisches Mahdgut schützt die Empfängerfläche vor Erosion und Austrocknung.

Nachteile: Mahdgut muss unverzüglich auf Empfängerfläche ausgebracht werden (keine Lagerung möglich); frisches Mahdgut ist schwer und besitzt großes Volumen, daher am besten für relativ kleine und möglichst nahe gelegene Empfängerflächen geeignet.

- Übertragung von Heu:

Das Heu sollte möglichst schonend gewonnen werden (ohne mehrmaliges Wenden) und kann mit dem Ladewagen direkt aufgenommen oder zu Rundballen (möglichst keine Hochdruck-Kleinballenpresse) gepresst werden.

Vorteil: Material kann 1–2 Jahre gelagert werden.

Nachteile: geringe Samenausbeute (30–50 %); geringere Übertragungsrate (durchschnittlich 50 %); bei Verwendung von Rundballen erfordert die flächige Aufbringung des gepressten Materials einen erheblich größeren Aufwand. Heu sollte nur verwendet werden, wenn eine direkte Ausbringung des Mahdguts nach der Ernte nicht möglich ist.

- Übertragung von Wiesendrusch:

Mit Hilfe eines Getreide- oder Mähdreschers wird die Vegetation der Spenderfläche gemäht und die Samen ausgedroschen. Das gemähte Material kann im Anschluss als Grünfutter oder Streu verwertet werden. Die Einsaat des Druschguts auf der

Empfängerfläche erfolgt entweder manuell oder mittels landwirtschaftlicher Maschinen (z. B. Sä- und Streugeräte). Die Samen sollen dabei nicht in den Boden eingearbeitet werden, der Bodenschluss wird durch abschließendes Walzen mit einer Profilwalze (z. B. Prismenwalze etc.) hergestellt. Besteht starke Austrocknungsgefahr, ist das Aufbringen einer Mulchdecke zu empfehlen. Die auszubringende Saatgutmenge liegt i. d. R. zwischen 2–5 g/m² reines Saatgut (bis zu 25 g/m² ungereinigte Samengemische).

Vorteile: relativ hohe Samenausbeute (50–80 %); gute Übertragungsrate (durchschnittlich 56 %); geringes Transportvolumen und -gewicht; Lagerung in getrocknetem Zustand 1–2 Jahre möglich.

Nachteil: Mähdrescher nötig (teuer in Anschaffung und Instandhaltung bzw. Mietkosten).

- Übertragung von Heudrusch®:

Das geerntete Heu wird auf dem Hof durch einen stationären Drescher mittels des standardisierten Heudrusch®-Verfahrens (Erhalt aller Saatgutfractionen bzgl. Korngrößen, Form und Samengewichte) bearbeitet und so das Saatgut gewonnen.

Vorteil: Heudrusch® kann 1–2 Jahre gelagert werden.

Nachteile: geringe Samenausbeute durch hohe Verluste bei Heuwerbung und Dreschen (15–30 %); erhöhter Arbeitsaufwand bei Beerntung und Trocknung; Dreschmaschine notwendig.

Weitere Methoden zur Samenernte wie z. B. das Ausbürsten, Aufsaugen oder Striegeln erfordern den Einsatz von Spezialmaschinen und sind i. d. R. weniger praktikabel. Die Samen ausgewählter Zielarten können auch per Hand abgesammelt werden. Durch Abrechen können insbesondere niedrigwüchsige Arten sowie Bodenmaterial mit Diasporen gewonnen werden.

Bei limitierter Verfügbarkeit von geeignetem Samenmaterial kann der Samenauftrag u. U. nicht auf der gesamten Empfängerfläche erfolgen. In diesem Fall ist auch ein Auftrag in Form mehrerer schmaler Streifen (ca. 10 m Breite) möglich. Zur Begünstigung der weiteren Ausbreitung im Zuge der Grünlandbewirtschaftung sollten diese rechtwinklig zur späteren Bewirtschaftungsrichtung angelegt werden.

Entwicklungspflege nach Mahdgut- bzw. Samenauftrag

Zur erfolgreichen Grünlandrenaturierung ist in den ersten zwei (bis drei) Jahren eine angepasste Pflege erforderlich, die v. a. durch den Samenvorrat im Boden sowie dem Nährstoffstatus bestimmt wird. Zur Pflege eignet sich vorrangig die Mahd. Nach Erreichen einer ausreichenden Bodenfestigkeit ist auch eine angepasste Beweidung (z. B. Ganzjahresweide) oder eine Kombination von Mahd und Nachbeweidung möglich. Bei Mahdgutübertragung muss vor einer Beweidung sichergestellt sein, dass die Samen ausgereift und ausgefallen sind. Aufkommen invasiver Arten (z. B. Drüsiges Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Goldruten (*Solidago canadensis*, *S. gigantea*, *S. x hybrida*)) müssen unverzüglich bekämpft werden (z. B. manuelles Ausreißen, bei kleinflächigen Vorkommen Abdecken des Bodens mit schwarzer Folie). Pflegegänge sind ebenfalls bei Ausbreitung von konkurrenzstarken, zur Dominanz neigenden Arten wie z. B. Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) oder anderen unerwünschten Arten erforderlich. Bei hoher Biomasseproduktion sollte das Mahdgut aus der Fläche entfernt werden. Durch eine Schnitthöhe von ca. 10 cm kann eine

Schädigung der Keimlinge und junger Rosetten weitgehend vermieden werden. Starke Aufkommen von Ackerwildkräutern auf ehemaligen nährstoffreichen Äckern sollten gemäht werden, sobald sich Bereiche mit geschlossenen Beständen bilden. Dabei sind je nach Produktivität des Standorts zunächst 3–4 Schnitte pro Jahr möglich, ohne die Entwicklung der Zielarten zu beeinträchtigen. Nach dem zweiten (spätestens dritten Jahr) kann i. d. R. zur standortüblichen, an den Zielarten orientierten Nutzung übergegangen werden.

Da durch die oben beschriebenen Verfahren nicht alle Zielarten erfolgreich übertragen werden können, kann die jeweilige Methode durch die stellenweise zusätzliche Einsaat von (ausgewählten) Zielarten aus regionalem Saatgut ergänzt werden. Diese Maßnahme betrifft hauptsächlich besonders früh oder spät blühende Arten, deren Samen durch die Mahd nicht erfasst werden. Zu empfehlen ist die Ansaat auf Flächen mit Oberbodenabtrag vor dem Auftrag des Mahdguts. Bei einer Ansaat in eine bestehende Vegetationsdecke sollte die Fläche gereicht werden, um durch die Entfernung der Streu- und Moosschicht geeignete Lücken für die Keimung zu schaffen. Um die Etablierungsrate zu erhöhen, empfiehlt sich eine zweite Ansaat im Folgejahr.

Neben der Ansaat eignet sich auch die Anpflanzung von Zielarten als ergänzende Methode. Im Vergleich zur Ansaat ist die Anpflanzung wesentlich kostenintensiver und sollte nur für stark gefährdete Arten durchgeführt werden, die sich schwer durch Samen etablieren lassen. Vor der Anpflanzung sollte eine lückige Vegetation durch Entfernen von Streu und Moosen geschaffen und die Pflanzung im Herbst durchgeführt werden. Bei Arten, die sich leicht ausbreiten, empfiehlt sich die Pflanzung mit einer Mindestdichte von einer Pflanze pro 1 m², bei Arten, die sich weniger stark ausbreiten, von vier Individuen pro 1 m² (RÖDER & KIEHL 2007). Wichtig ist, dass für die Anzucht der anzusiedelnden Pflanzen autochthones Saatgut verwendet wird.

Weitergehende Erkenntnisse und Handlungsempfehlungen zu Artentransfermaßnahmen finden sich in KIRMER et al. (2012), KIEHL et al. (2010) und KIRMER & TISCHEW (2006).

Übertragung von Mahdgut

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
hoch	sehr gut	mittelfristig	einmalig/dauerhaft

Übertragung von Heugut

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
sehr hoch	gut	mittelfristig	einmalig/dauerhaft

Übertragung von Wiesendrusch

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
mittel	mittel	mittelfristig	einmalig

Übertragung von Heudrusch®

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
gering	mittel	mittelfristig	einmalig/dauerhaft

Ansaat/Anpflanzung

Praktikabilität	Kosten/Nutzen	Zeithorizont	Durchführung
mittel	mittel	mittelfristig	einmalig

Projekte und Quellen:

E+E-Vorhaben Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. Informationen und Kontaktdaten finden sich unter: http://www.heideflaechenverein.de/projekte/ee_vorhaben.html. Aufgerufen am 11.02.2016.

BARNKOTH, C. (2013): Das Management von Steppenrasen Thüringens – Von der Wiederherstellung zur Dauerpflege. – in: Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz (TMLFUN) (Hrsg.) (2013): Steppenlebensräume Europas – Gefährdung, Erhaltungsmaßnahmen und Schutz. – Tagungsband, S. 279-290.

http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tmlnu/themen/naturschutz/steppenrasen/tagungsband2012/23_barnkoth.pdf. Aufgerufen am 04.05.2015.

DOLMAN, P. & SUTHERLAND, W. (1994): The use of soil disturbance in the management of Breckland grass heaths for nature conservation. – *Journal of Environmental Management* 41: 123-140.

HÖLZEL, N. (2011): Artenanreicherung durch Mahdgutübertragung. Möglichkeiten und Grenzen der Mahdgutübertragung. – *Natur in NRW* 2/2011: 22–25.

http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/natur_in_nrw/201102/NiN_2-2011_1-52_150dpi_kw.pdf.

Aufgerufen am 18.02.2015)

KAISER, T. & WOHLGEMUTH, O. (2002): Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen für Biotoptypen in Niedersachsen. Beispielhafte Zusammenstellung für die Landschaftsplanung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 04/2002: 170–242.

KIEHL, K. & WAGNER, C. (2006): Effects of hay-transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. – *Restoration Ecology* 14: 157–166.

KIEHL, K. (2009): Renaturierung von Kalkmagerrasen. – In: Zerbe, S. & Wiegler, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa, S. 265–282. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg.

KIEHL, K., KIRMER, A., DONATH, T.W., RASRAN, L. & HÖLZEL, N. (2010): Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. – *Basic and Applied Ecology* 11: 285–299.

KIRMER, A., KRAUTZER, B., SCOTTON, M. & TISCHEW, S. (2012): Praxishandbuch zur Samengewinnung und Renaturierung von artenreichem Grünland. – Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft (HBLFA) Raumberg-Gumpenstein, Irdning.

KIRMER, A. & TISCHEW, S. (2006): Handbuch naturnahe Begrünung von Rohböden. – Teubner Verlag, Wiesbaden.

NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ) (HRSG.) (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen. Stand: November 2011.

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26.

Aufgerufen am 17.04.2015.

PFADENHAUER, J. & KIEHL, K. (2003): Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zehn Jahre „Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München“ – ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. – *Angewandte Landschaftsökologie* 55: 1–291.

PFADENHAUER, J. u.a. (2000): Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. – *Angewandte Landschaftsökologie* 32: 1–311.

PYWELL, R., BULLOCK, J., HOPKINS, A., WALKER, K., SPARKS, T., BURKE, M. & PEEL, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. – *Journal of Applied Ecology* 39: 294-309.

RÖDER, D. & KIEHL, K. (2007): Ansiedlung von lebensraumtypischen Pflanzen in neu angelegten Kalkmagerrasen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 37: 304–310.

F. Allgemeine Literatur

BFN/BMU (2007): Nationaler Bericht Deutschlands nach Art. 17 FFH-Richtlinie, 2007; basierend auf Daten der Länder und des Bundes. http://www.bfn.de/0316_bericht2007.html. Aufgerufen am 17.12.2015.

BFN/BMUB (2013): Nationaler Bericht Deutschlands nach Art. 17 FFH-Richtlinie, 2013; basierend auf Daten der Länder und des Bundes. http://www.bfn.de/0316_bericht2013.html. Aufgerufen am: 25.03.2015.

JÄGER, U., FRANK, D. & PETERSON, J. (2002): Lebensraumtyp 6240* Subpannonische Steppen-Trockenrasen – Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt, Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. Sonderheft 39: 107–111.

RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - Zweite Fortgeschriebene Fassung 2006 – Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 34, 318 S.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C., SCHRÖDER, E. & MESSER, D. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. – Bonn-Bad Godesberg. – Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 53, 560 S.