



LIFE13 NAT /LU/782

**LIFE ORCHIS - Restauration of calcareous grasslands in eastern
Luxembourg**

**Erstellen eines Maßnahmenprogramms zur
Restaurierung der Zielhabitats**

Bericht zur Maßnahme A1

Reporting Date

30/04/2016

Project location: 89, route du vin, 5447 Schwebsange, Luxembourg

Name Beneficiary natur&émwelt Fondation Hëllef fir d’Natur

Contact person Mr Georges Moes

Postal address 89, route du vin, L-5447 Schwebsange

Telephone 00352-26665537 + 00352-691240334

Fax: -

E-mail g.moes@naturemwelt.lu

Project Website www.life-orchis.lu

Inhaltsverzeichnis

ÜBERSICHT	5
KONKRETE WIEDERHERSTELLUNGSMAßNAHMEN	5
C.1 INSTANDSETZUNGPFLEGE VON BRACHGEFALLENEN, VERFILZTEN HALBTROCKENRASEN (ERSTPFLEGE)	5
VERSAUMUNGEN: ZWEI PHASEN DER ENTWICKLUNG	6
C.2 WIEDERHERSTELLUNG VON VERBUSCHTEN HALBTROCKENRASEN	9
C.3 FÄLLUNG STANDORTFREMDER BAUMBESTÄNDE	10
C.4 WIEDERHERSTELLUNG DURCH HEUBLUMENSAAT	12
SAMENVORRAT	12
SAMENREGEN / -VERBREITUNG	12
AUSWAHL GEEIGNETER SPENDERFLÄCHEN	13
HANDSAMMLUNG	14
BODENÜBERTRAGUNG	14
C.5 KAUF UND INSTALLATION VON BEWEIDUNGSINFRASTRUKTUR	15
TRADITIONELLE BEWIRTSCHAFTUNG DER TROCKENRASEN	15
BEWEIDUNG MIT SCHAFEN	15
ZIEGEN	17
RINDER UND PFERDE	17
C.6 WIEDERHERSTELLUNG DURCH NUTZUNGSEXTENSIVIERUNG	18
C.7 ENTFERNEN VON SCHUTT- UND MÜLLABLAGERUNGEN	20
C.8 NACHMAHD, ENTFERNEN VON GEHÖLZAUSTRIEB	20
C.9 ANPFLANZUNG VON JUNIPERUS COMMUNIS	21
WACHOLDERBESTÄNDE - VERBREITUNG UND POPULATIONSGRÖßE	22
ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN POPULATIONSGRÖßE UND GENETISCHER VIELFALT	22
ALTER DER BESTÄNDE - MYXOMATOSE	22
ALTER DER BESTÄNDE UND FERTILITÄT DES SAATGUTES	23
VEGETATIVE UND GENERATIVE VERMEHRUNG	24
MANAGEMENT ZUR REGENERATION VON WACHOLDERHEIDEN DURCH BEWIRTSCHAFTUNG UND VERMEHRUNG	25
RÄUMLICHE DEFINITION VON KERNGEBIETEN	25
LITERATUR	26

Erstellen eines Maßnahmenprogramms zur Restaurierung der Zielhabitats

Bericht zur Maßnahme A1

Übersicht

Im Rahmen der Aktion A1 wurde ein Maßnahmenprogramm erarbeitet, in dem die Strategien zur Umsetzung der Maßnahmen, wie sie bereits im Projektantrag formuliert wurden, vertiefend anhand unterschiedlicher Quellen geprüft wurden. Als Quellen kamen hierbei sowohl Literatur, existierende Umsetzungen, wie auch bereits eigene Erfahrungen in diesem Bereich zum Tragen.

Das Ergebnis dieser Arbeit stellt eine Übersicht der Best-Practice-Vorgehensweisen und eine Abwägung der zu erwartenden Kosten und Erfolgsaussichten dar. Sie fließen in den Bericht A2 ein und geben den Rahmen der technischen Planung zur Wiederherstellung der Zielhabitats. Dieser Katalog ist eine Grundlage für die gebietsbezogene Darstellung der Maßnahmenschwerpunkte und ist bei der Kommunikation mit den zu beteiligenden Partnern und Zielgruppen, wie Gemeinden, Fachbehörden aus dem Naturschutz und Landwirtschaft sehr hilfreich.

Der zweite Schwerpunkt der Maßnahme A1 liegt in der räumlichen Festlegung geeigneter Kerngebiete innerhalb der jeweiligen Natura 2000-Gebiete. Die Auswahl erfolgt in erster Linie anhand der naturbürtigen Voraussetzungen (Reliktorkommen der Zielhabitats, Potential zur Neuschaffung oder Wiederherstellung der Zielhabitats). Die Darstellung erfolgt für die jeweiligen Natura 2000-Gebiete anhand von Übersichtskarten.

Dieser Teil des Berichtes A1 wurde bereits am 30.04.2015 abgeliefert und kann unter der Adresse: http://www.life-orchis.eu/wp-content/uploads/2015/05/A1AuswertungLiteratur_Kerngebiete_.pdf heruntergeladen werden.

Konkrete Wiederherstellungsmaßnahmen

C.1 Instandsetzungspflege von brachgefallenen, verfilzten Halbtrockenrasen (Erstpflge)

Eine Erstpflge ist für fragmentarisch ausgebildete Halbtrockenrasen auf ca. 13 ha in den verschiedenen Kerngebieten vorgesehen. Derartige Bestände sind in erster Linie durch eine deutlich verringerte Artenausstattung, eine vereinheitlichte Struktur, die Dominanz einzelner Arten sowie durch deutliche Streuauflagen gekennzeichnet. Eine Verbuschung ist höchstens an den Rändern festzustellen. Im Rahmen des Biotopkatasters von 2014 wurden derartige Bestände meist in den Erhaltungszustand C eingestuft.

Die regelmäßig feststellbaren Streuauflagen machen bereits deutlich, dass die Flächen entweder gar nicht mehr bewirtschaftet bzw. gepflegt werden, oder aber die stattfindende

Bewirtschaftung / Pflege unzureichend ist, sodass die folgenden typischen Phänomene zu finden sind:

- Zunehmende Vergrasung mit *Brachypodium pinnatum* oder *Carex flacca* auf den anfangs stärker beschatteten, frischeren Standorten. Auf den sonnigen, trockeneren Standorten verläuft die Vergrasung hingegen mit *Bromus erectus*.
- Zunahme ausläufertreibender, konkurrenzstarker Arten wie *Inula salicina*
- Zunehmende Einwanderung von Saumarten aus den angrenzenden thermophilen Säumen.
- Teppichartige Verfilzungen der Halbtrockenrasen unter Beteiligung von Moosen und Streuaufgaben.
- Zurückdrängung von typischen Lückenbesiedlern, vielfach annuellen oder zweijährigen Arten (Böhmer 1994).
- Auf stark austrocknenden süd- oder südwestexponierten Hängen mit Initialstadien der Halbtrockenrasen können Bodenflechten (*Cladonia ssp.*) die zunehmende Alterung der Pioniergesellschaften anzeigen.

Daraus resultieren folgende Probleme:

- Ausläufertreibende Arten wie *Brachypodium pinnatum*, *Inula salicina* und *Carex flacca* können flächendeckende Dominanzen bilden. Die konkurrenzschwachen Arten der Halbtrockenrasen wird durch Überwachsen und Beschattung stark verdrängt. Auch langfristig können keine ausreichenden Samenvorräte gebildet werden.
- *Brachypodium pinnatum* wird vom Weidevieh, selbst von Schafen gemieden, es sei denn, es befindet sich in einem sehr jungen Zustand (Untersinger & Erschbaer 2002)

Versaumungen: zwei Phasen der Entwicklung

Im Arteninventar der Halbtrockenrasen treten aus den angrenzenden thermophilen Säumen regelmäßig wärme- und trockenheitsliebende Saumarten auf. Die Versaumung ist Indikator für eine

- reduzierte oder diskontinuierliche Bewirtschaftung/Pflege, incl. geringer Viehbesatz
- geringe Bewirtschaftung der Ränder
- und Brache, d. h. völlige Aufgabe der Bewirtschaftung/Pflege.

Phase I

Die vernachlässigte oder unregelmäßige Bewirtschaftung der Ränder birgt durchaus einen wünschenswerten Effekt. In einer ersten Phase der langsam einsetzenden Versaumung entstehen sehr artenreiche Bestände, die man als klassischen Zwillinggesellschaft (Tüxen 1962/1968) verstehen kann. Sie bereichern zunächst das Arteninventar der Halbtrockenrasen ohne deren typischen Charakter/Struktur zu beeinträchtigen (Böhmer 1994). Deshalb treten im gemähten oder beweideten Festuco-Brometea (Br.-Bl. et Tx. 1943) höher wüchsige und wenig trittverträgliche Hochstauen, Gräser und Orchideen stärker hervor.

Aus den thermophilen Säumen des Trifolio Geranietea (Tx. 1961) sind es vor allem konkurrenzstarke Arten, die sich in der Fläche der Trockenrasen ausbreiten. In dieser Phase

werden zwar lichtbedürftigere, schwachwüchsige Arten verdrängt, dennoch bleibt das Habitat in seiner Struktur weitgehend erhalten (Böhmer 1994).

Phase II -

Versaumung mit thermophilen Saumarten und Grasdominanzen

In einer 2. Phase voranschreitender Versaumung führen die angereicherten Streuauflagen zu einer deutlichen Veränderung des Standortes. Die darauf begründete Verdrängung typischer Arten zieht zwangsläufig eine deutliche Verschlechterung der Habitatqualität nach sich (Schuhmacher, Trein & Esser 2013), parallel dazu ist eine Nährstoffanreicherung zu verzeichnen.

Die Streuauflagen führen im Laufe der Zeit zu einer deutlichen Veränderung des floristischen Gefüges der Bestände. Einjährige und zweijährige Arten gehen stark zurück, während ausläufertreibende oder höherwüchsige, teils kletternde Arten wie Wicken stark zunehmen können.

So zeigen einzelne Standorte eine starke Zunahme von Wicken (besonders *Vicia tenuifolia*), die durch Knöllchenbakterien eine Nährstoffanreicherung der Standorte begünstigen. Inwieweit es sich bei den beobachteten Wicken um die eingeschleppte *Vicia tenuifolia ssp. dalmatica* (Verloove F. 2013) handelt, soll im Rahmen der weiteren Arbeit geprüft werden.

Brachypodium pinnatum und Bromus erectus Dominanzen

Brachypodium pinnatum tritt in den Trifolio-Geranieta hochstet auf. Bei einsetzender Verbrachung kann das konkurrenzstarke Gras daher relativ schnell aus dem lichten Schatten angrenzender wachsender Gehölze in die Flächen einwandern und dort rasch zu Dominanzen heranwachsen. Es verfügt über ein sehr weitreichendes unterirdisches Ausläufer- und Wurzelsystem (Bobbink & Willems 1991) und eine einzige *Brachypodium pinnatum* Pflanze kann klonale Herde von über 5m² bilden (Schläpfer & Fischer 1998). Durch das weitreichende Wurzelwerk können diese Herde Nährstoffe aus einem größeren Areal sammeln und so zur Eutrophierung ihrer Wuchsfleichen beitragen.

Deshalb stellt bei fortschreitender Verbrachung *Brachypodium* ein wesentlich größeres Problem dar. Selbst unter Beweidung sind die Dominanzen nur schwer zurückzudrängen, weil Weidevieh, selbst Schafe dieses Gras nur in sehr jungem Zustand stärker verbeißen.

Bromus erectus verhält sich dagegen wie die bisher beschriebenen Saumarten. Auch sie reagieren empfindlich auf Viehtritt und breiten sich bei ausbleibender Beweidung saumartig auf der gesamten Fläche aus (Böhmer 1994). Es ist deshalb auf ehemals gemähten Flächen stärker vertreten als auf den ehemals beweideten Halbtrockenrasen.

Maßnahmen zur Instandsetzungspflege

Verdrängung der flächenartig auftretenden Saumarten durch jährliche Beweidung

Eine Versaumung mit Saumarten der *Trifolio-Geranieta* stellt in der Regel kein Problem dar (Unterasinger & Erschbamer 2002; Stroh 2010), denn sie sind trittempfindlich und werden rasch durch Beweidung verdrängt. Damit können auch diese Bestände im Rahmen der Instandsetzungspflege mit einer frühen Mahd und Abtransport des Mähgutes direkt in eine geregelte Beweidung überführt werden.

Verdrängung der *Brachypodium pinnatum* und *Bromus erectus* Dominanzen

Wie bisher ausgeführt ist die Verdrängung der *Brachypodium pinnatum* Dominanzbestände aufgrund ihrer konkurrenten Lebensform und Ausbreitungsstrategie aufwendiger und vermutlich langjähriger zu begleiten. Für die Instandsetzungspflege werden deshalb folgende Maßnahmen empfohlen (Jeschke 2008; Stroh 2010):

- Eine frühe Mahd mit Entfilzung der Grasnarbe und Beseitigung mächtiger Streuauflagen ist vorzunehmen, um einen möglichst jungen Vegetationsaufwuchs zu erzielen.
- Der Abtransport des für das Vieh unbrauchbaren Mähgutes sollte organisiert werden. Es kann der Kompostierung zugeführt werden oder sollte auf der Fläche verbrannt werden.
- Die beim Entfilzen bzw. Räumen des Mähgutes geschaffenen Lücken sind durchaus wünschenswert und bieten den konkurrenzschwachen Arten der Trockenrasen die Möglichkeit der Einwanderung.
- Der Mahdzeitpunkt sollte in dem Zeitraum zwischen April und Juni stattfinden, um die Dominanzbestände gleich in ihrer Biomassenentwicklung zu stören.
- Weitere Zurückdrängung der grasigen Dominanzbestände durch anschließenden Viehtrieb.
- Anschließender frühzeitiger Viehtrieb ab Juni/Juli, der die trittempfindlichen *Bromus erectus* Dominanzen durch das Vieh relativ rasch verdrängt.
- Anschließender frühzeitiger Viehtrieb mit höherem Viehbesatz ab Juni/Juli, um *Brachypodium pinnatum* Dominanzen zu verdrängen. Nur im jungen Zustand wird *Brachypodium* vom Weidevieh gefressen.
- Bei größeren Flächen sollten diese mit Hilfe eines Elektrozaunes gekoppelt werden, um kurzzeitig einen höheren Beweidungsdruck zu erzeugen.
- Für die effektive Verdrängung von *Brachypodium* ist eine Kombination zwischen Mahd und Viehtrieb über einen Zeitraum von 3 bis 4 Jahren notwendig (Stroh 2010)

Auch Bobbink und Williams (1991) kamen bereits zu ähnlichen Ergebnissen:

Die wirksamste Möglichkeit zur Eindämmung von *Brachypodium pinnatum* bestand in einer Kombination aus Sommer- und Herbstmahd (Ende Juni und Anfang November).

Bei einmaliger Mahd erwies sich die Mahd Ende Juni am wirksamsten, gefolgt von der Mahd Anfang August. Die über Jahre praktizierte Mahd Anfang November führte hingegen zu einer Stabilisierung bis Zunahme der Fiederzwenken-Dominanzbestände.

Zusammenfassende Erkenntnisse

Ziel der Maßnahme C1 ist die Schaffung günstiger Rahmenbedingungen für eine anschließende Bewirtschaftung und Pflege, die nachhaltig in weiter reichende Ziele einwirken soll. Neben der Verbesserung der Habitatsqualität sollen besonders die Einwanderung typischer Arten und deren Vielfalt gefördert werden.

Das Entfilzen stellt die einfachste Form der Instandsetzung dar. Sie greift bei jungen Brachen mit fehlenden oder vereinzelt auftretenden Dominanzen innerhalb der mehr oder weniger vergrasteten oder versaumten Halbtrockenrasen. Das Entfilzen wird im Rahmen einer frühen Mahd durchgeführt und ist in dem Sinne kein eigener, zusätzlicher Arbeitsschritt, sondern ist eine dienende Arbeit, die innerhalb einer traditionellen Grünlandwirtschaft immer gang und gebe war. Die Mahd sollte innerhalb der Vegetationsperiode stattfinden, wenn der Aufwuchs zur Verdrängung der Dominanzbestände beitragen soll. Die Wintermahd bringt deshalb nichts für die Zurückdrängung der Dominanzen. Für die Weiterentwicklung der Halbtrockenrasen bzw. der Habitatsqualität ist die späte Mahd weniger effektiv.

Die Erstpflege der zur Kategorie C zählenden Halbtrockenrasen-Fragmente müsste aufgrund der klimatischen Bedingungen im Osten Luxemburgs auf den Mai begrenzt werden. Ein späterer Zeitpunkt im Juni führt zu einem stärkeren Aufwuchs der *Brachypodium*-Bestände, die dann wiederum nicht mehr vollständig verbissen werden. Auch wird hierdurch der anschließende Viehtrieb in seiner Wirkungsweise eingeschränkt.

Im klassischen Sinne entspricht die empfohlene Vorgehensweise einer traditionellen Bewirtschaftungsweise mit einer einschürigen Mahd und anschließender Beweidung (Ellenberger 1978). Historisch betrachtet entspricht der höhere Aufwand zur Instandsetzungspflege einer normalen, dienenden Nachpflege auf den Bewirtschaftungsflächen, die in unregelmäßigen zeitlichen Abständen überall dort zur Anwendung kommt, wo unregelmäßige Bewirtschaftung und Pflege (diskontinuierliche Zeiträume und geringerer Viehbesatz) eine Sukzession mit unterschiedlichen Vergrasungs- und Versaumungsphasen einleitet.

C.2 Wiederherstellung von verbuschten Halbtrockenrasen

Die Sukzession von Halbtrockenrasen hin zu Gehölzstadien infolge von Nutzungsextensivierung oder – aufgabe auf Grenzertragsstandorten, ist infolge der Intensivierung der Landwirtschaft seit dem beginnenden 20. Jahrhundert ein europaweit verbreitetes Problem. Die Wiederherstellung solcher Standorte setzt das Entbuschen, also Entfernen der Gehölzvegetation voraus. Laut Delescaille (2006) ist das Entbuschen bzw. Entforsten ehemaliger Magerrasenstandorte die einzige Möglichkeit ausreichend große Magerrasenkomplexe zu schaffen, die eine genetische Verarmung und damit einhergehend, das langfristige Aussterben der lebensraumtypischen Arten verhindert.

In Abhängigkeit von Dichte, Art und Alter der Gehölzvegetation sowie der Zugänglichkeit des Standorts kann die Entbuschung motormanuell oder maschinell erfolgen. Angesichts der häufig steilen und/oder isolierten Hanglagen und kleinparzellierten Flächen oft in ehemaligen Weinbergsterrassen, bietet sich die motormanuelle Arbeitsweise mit Kettensäge, Dickichtmesser

oder der Einsatz von Raupenbaggern an (Piqueray J., Mahy G. 2010). Entscheidend für die Qualität und Dauer der Nachpflege ist der Einsatz von Mulchern, die in der Lage sind die Wurzelstöcke stärker zu schädigen (ebnda.).

Das Schnittgut wird von der Fläche transportiert und nach Möglichkeit einer thermischen Verwertung zugeführt.

Auf größeren, zusammenhängenden, gut zugänglichen Flächen in nur mäßig hängigem Gelände kann ein Forstmulcher eingesetzt werden (Piqueray, J., Mahy, G. 2010). Idealerweise wird ein Mulchaggregat an einem Raupenbagger eingesetzt, um die druckempfindlichen Böden so gering wie möglich zu belasten. Das Mulchmaterial wird ebenfalls geräumt und je nach Mengen in Hackschnitzel- oder thermischen Kompostierungsanlagen verwertet.

Die anschließende Vegetationsentwicklung zum Halbtrockenrasen verläuft mitsamt seiner typischen Ausstattung langsam. Sie ist von verschiedenen Faktoren abhängig.

In der Regel ist eine jahrelange Folgepflege zur Reduzierung des Stockausschlags (Regulierung der Lichtkonkurrenz) unerlässlich (s. Maßnahme C8), da ansonsten nach wenigen Jahren die Flächen wieder komplett zuwachsen (Kiefer, S. 1998; Kiefer&Poschlod 1996, Weber, U. 2002). Gleiches gilt für die Wiederansiedlung von Offenlandarten, die sich meist nur unzureichend aus den noch existierenden Samenvorräten im Boden regenerieren lassen (s. Maßnahme C4).

C.3 Fällung standortfremder Baumbestände

Nach der Nutzungsaufgabe wurden viele Kalkmagerrasen mit *Pinus nigra*, *P. sylvestris*, *Robinia pseudoacacia* und zum Teil sogar mit *Picea abies* aufgeforstet.

Während letztere auf den trockenwarmen, mageren Standorten nur einen geringen Zuwachs zeigt, können sich die beiden Kiefernarten und auch die Robinie zu geschlossenen Waldbeständen entwickeln und sich über Naturverjüngung und Wurzelbrut in die benachbarten Bestände ausbreiten.

Da es sich bei diesen Arten, mit Ausnahme der Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) um nicht einheimische Arten handelt, sollen die so aufgeforsteten Kalkmagerrasen – Standorte durch Aushieb der Bestände wiederhergestellt werden. Dies gilt auch für *Pinus sylvestris*-Bestände, mit dem Unterschied, dass sie autochthon noch reliktsch auf wenigen Standorten des Luxemburger Sandsteins vorkommt (Signoret, J. 2005).

Zur Vorgehensweise beim Hieb sind in der Literatur keine Best-Practice Angaben zu finden. Hier scheint die im Antrag beschriebene „gute forstliche Praxis“ weitgehend zur Anwendung gekommen sein. (vgl. Piqueray et al. 2011)

Eine Ausnahme hierzu bildet die Fällung von Robinien (Böcker, R., Dirk, M. 2004). Da die Robinie nach dem Hieb stark mit Wurzelbrut reagiert, bedürfen Robinienbestände einer intensiven, mehrjährigen Nachpflege. Böcker (2004) empfiehlt die Flächen zusätzlich mit Ziegen zu beweiden. Ein anderer Ansatz ist es die Robinien im, dem Hieb vorausgehenden Winter bis auf einen Reststeg zu ringeln. Im Sommer soll dann auch der Steg entfernt werden um den Assimilatstrom in die Wurzeln zu unterbinden. Dadurch wird die Ausbildung von Wurzelbrut

reduziert (Böcker 2004; Zobel et al. 1996). Der Nachschnitt zum Entfernen der Schößlinge sollte nach Möglichkeit im Sommer erfolgen, um die Pflanzen während der Wachstumsphase nachhaltig zu schwächen (Zobel et al. 1996). Schließlich gibt es Hinweise darauf, dass das Fällen der Bäume mit der Mondphase, wie es häufig in Bayern und Österreich praktiziert wird, Auswirkungen auf die Ausbildung von Wurzelbrut hat (Böcker, R., Dirk, M. 2004).

Im strengen Gegensatz dazu steht die mancherorts propagierte, anschließende Behandlung der Wurzelstöcke mit Phytoziden um eine erneutes Austreiben bzw. die Ausbildung von Wurzelbrut zu verhindern (Hutchings & Stewart 2002; Böcker & Dirk 2004). Aufgrund der Toxizität von Pestiziden und den in den meisten Fällen nur unzureichend untersuchten Wechselwirkungen bzw. Auswirkungen auf andere Organismen wird im vorliegenden Projekt grundsätzlich auf eine solche Anwendung verzichtet.

Generell finden sich in der Fachliteratur nur wenig Hinweise auf die Behandlung der Wurzelstöcke. Auf den von Piqueray et al. (2011) untersuchten Flächen wurden die Baumstümpfe belassen, was offenbar ohne Auswirkungen auf die weitere Entwicklung blieb. Angesichts der meist klein parzellierten, nur beschränkt befahrbaren Bestände und des aufwändigen, kostenintensiven Rodungsverfahrens wird auch im Life Orchis-Projekt von einer Rodung abgesehen.

Allgemein ist bei der Fällung standortfremder Baumbestände weniger die Vorgehensweise problematisch, als vielmehr die nachfolgende Pflege zur Wiederherstellung eines Kalkmagerrasens. So haben Dzwonko & Loster (1998) in einer 5-jährigen Studie im Anschluss an den Hieb eines 35-jährigen Kiefernbestandes festgestellt, dass sich in vorher dicht bewaldeten Bereichen kaum Magerrasenarten einstellten, sondern auch 5 Jahre nach dem Hieb überwiegend Wald- und Ruderalarten dominierten. In unmittelbarer Nachbarschaft zu Magerrasen und in lichterem Bereichen, in denen sich Magerrasenarten halten konnten, war offenbar der Saatgutvorrat bzw. der Sameneinflug ausreichend, um eine rasche Wiederbesiedlung mit Graslandarten einzuleiten.

Im Gegensatz dazu haben allerdings Piqueray et al. (2011) beobachtet dass sich mit zunehmendem Alter der wiederhergestellten Fläche die Artenzahl und -zusammensetzung derjenigen der Referenzflächen annähert. Piqueray et al. führen das darauf zurück, dass die von ihnen untersuchten Bestände im Gegensatz zu jenen von Dzwonko & Loster (1998) mehrfach nachgemäht und beweidet wurden. Dies bestätigt auch die Untersuchung von Zobel et al. (1996), der auf allen nicht gemähten Flächen, drei Jahre nach dem Hieb, ein verstärktes Aufkommen von Gehölzen feststellte.

Für das vorliegende Projekt, bedeutet das, dass bei der Auswahl geeigneter Bestände zur Umwandlung in Magerrasen zum einen auf den Grad des Kronenschlusses, zum anderen auf das Vorhandensein bestehender Kalkmagerrasen in unmittelbarer Nachbarschaft geachtet werden muß. In der Praxis dürften sich daraus aber keine Schwierigkeiten ergeben, da die zu fällenden Bestände in der Regel sehr kleinflächig ausgebildet sind. Zudem wurde bei der Projektplanung bereits vorgesehen, Flächen die sich nach der Fällung nicht in gewünschter Weise entwickeln mit Saatgut zu impfen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass, zur Wiederherstellung der Kalkmagerrasen die Flächen in den darauffolgenden Jahren sowohl beweidet als auch gemäht werden müssen (Piqueray et al 2011); einerseits um, im Falle der Robinienbestände, die Wurzelbrut, und andererseits bei den Nadelholzbestände die aufkommende Kahlschlagflora, insbesondere Brombeeren *Rubus fruticosus agg.* und Pioniergehölze zurückzudrängen.

C.4 Wiederherstellung durch Heublumensaat

Die Übertragung von Diasporen ggf. Pflanzen von einem Standort zu einem anderen ist eine zentrale Maßnahme im Rahmen des Projektes.

Zahlreiche Untersuchungen (Bullock et al. 1994; Kollmann und Poschlod 1997; Willems und Bik 1998. Barbaro et al. 2001) bestätigen einen Zusammenhang zwischen Regenerationserfolg und Saatgutvorrat bzw. dem Eintrag aus angrenzenden Flächen (Samenregen), durch weidendes Vieh oder dem gezielten Ausbringen diasporenenreichem Materials.

Samenvorrat

Die Erneuerung der Saatgutvorräte ist für die Regeneration von entscheidender Bedeutung (Kiefer, S., Poschlod, P. 1996; Dzwonko, Loster 1998; Von Blanckenhagen, Poschlod, 2005; Delescaille, 2006). Eine Regeneration allein aus Samenvorrat ist meist nur unzureichend, da die Samen vieler typischer Kalkmagerrasen-Arten nur wenige Jahre keimfähig sind (Barbaro et al., 2001, Kiefer, S., Poschlod, P. 1996). Deshalb ist auf Flächen mit länger andauernden Verbuschungsstadien der Vorrat an keimfähigen Samen deutlich geringer (Bekker et al., 1997; Davies & Waite, 1998). Schätzungsweise sind nur $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{3}$ der Kalkmagerasenarten in der Lage einen dauerhaften (>5Jahre) Samenvorrat im Boden aufzubauen. Bossuyt, B. et al (2006) konnten zeigen, dass sich der Saatgutvorrat nur in jungen Verbuschungsstadien (bis 15 Jahre) kaum von dem offener Standorte unterscheidet.

Hinzu kommt, dass Saumarten, die sich lange in fortgeschrittenen Verbuschungsstadien halten und vermehren können, den Saatgutvorrat im Boden länger bestücken. Das gilt z.B. für die ausläufertreibenden Grasarten *Brachypodium pinnatum* und *Carex flacca*, sowie für Arten wie *Origanum vulgare* und *Euphorbia cyparissias*. Gräsersamen weisen zudem im Boden eine deutlich längere Haltbarkeit auf. Aus diesem Grund verbreiten sich die genannten Arten in den ersten Jahren nach der Wiederherstellung generativ und vegetativ besonders rasch. Sie etablieren sich schnell und bilden teilweise dichte Dominanzbestände, welche die Wiederansiedlung häufig schwachwüchsiger Arten deutlich erschweren.

Samenregen / -verbreitung

Die Wiederbesiedlung entbuschter Flächen wird aus dem Samenvorrat am Standort und auf natürlichem Wege eingeschleppten Samen aus den angrenzenden oder entfernt liegenden Flächen bestückt.

Dieser natürliche Sameneintrag wird ungeachtet der Verbreitungsmechanismen als Samenregen bezeichnet. Im Zuge der Restauration von Kalkmagerrasen spielen die folgenden Verbreitungswege die wichtigster Rolle (in absteigender Wichtigkeit / Transportentfernung):

- Tierverbreitung (Zoochorie) Wildtiere und Weidetiere
- Windverbreitung (Anemochorie)
- Wasserverbreitung
- Verbreitung durch Ausfallen reifer Samen

Während die Tier- und Windverbreitung sehr effektive Mechanismen darstellen, um Samen über weite Strecken zu verbreiten, besitzt das Ausfallen am Standort nur eine geringe Ausbreitungsgeschwindigkeit.

Am weitesten können Samen über Tiere verbreitet werden, wobei neben Wildtieren auch Weidetiere maßgeblich zur Ausbreitung von Samen beitragen (Kuiters et al 2010). Aus diesem Grunde stellt die Beweidung eine Maßnahme dar, die nicht nur die Zurückdrängung von Gehölzaustrieben fördert, sondern aktiv an der Ausbreitung und dem Austausch von Diasporen beiträgt.

Obwohl die Windverbreitung prinzipiell ein Transport leichter Samen mit Flugorganen über weite Strecken ermöglicht, so zeigen doch zahlreiche Untersuchungen, dass die Windverbreitung vieler Arten sich auf Größenordnungen von 1-15 m beschränkt. Bei vielen Arten besitzen nämlich gut ausgebildete Früchte nur eine kurze Flugdistanz, während taube Samen häufig viel weiter transportiert werden (Bakker et al 1996).

Die Wasserverbreitung spielt auf den Trockenrasen zwar nur eine untergeordnete Rolle, kann aber auf wassergesättigten Böden oder im Bereich von Erosionsrinnen relevant sein.

Die Verbreitung vieler Arten ohne spezialisierte Organe erfolgt meist nur auf kurze Distanzen (0,3-3,5m Verkaar HJ 1983).

Insgesamt verdeutlicht die Gegenüberstellung der verschiedenen

- Verbreitungsstrategien, dass Ausbreitungsdistanzen von 1-5 m (15 m) für viele Diasporen zutreffen. Die Verbreitung über unmittelbar angrenzende Flächen ist am erfolgreichsten.
- Deutlich größere Distanzen zwischen isoliert und entfernt liegenden Flächen können durch gezielten Einsatz von Weidetieren, systematisches Ausbringen von Saatgut oder saattgutreichem Material überwunden werden.

Somit ist besonders für stark isolierte Flächen das Einschleppen von Saatgut durch Weidevieh von größerer Bedeutung für den Regenerationserfolg. In diesem Zusammenhang ist der Einsatz einer Wanderschafherde optimal, da diese den Samentransport über weitere Strecken ermöglicht. (Jeschke M., 2008)

Auswahl geeigneter Spenderflächen

Die Auswahl geeigneter Spenderflächen setzt artenreiche Kalkmagerrasen im Osten Luxemburg voraus. Als Hilfsmittel kann das Biotopkataster (MDDI 2014) herangezogen werden, da hierin sämtliche 6210-Habitate mit ihrer wertgebenden Artengarnitur erfasst sind. Für die Eignung müssen die ausgewählten Flächen noch einmal auf das tatsächliche Arteninventar hin geprüft werden, weil in dem genannten Biotopkataster nicht alle Arten erhoben wurden. Zur Übersicht vorhandener Spenderflächen sollte in einem eigenen Kataster mit Herkunftsangabe dokumentiert und gleichzeitig in ein Informationssystem eingepflegt werden (Hefter, I. G., Jünger, A., Baasch, A., Tischew, S. 2010).

Trotz der recht überschaubaren geographischen Entfernung zwischen den bearbeiteten Natura 2000 Gebieten im Osten Luxemburgs (max. 45 km) ist die Herkunft des Saatgutes im Hinblick auf die unterschiedlichen geologischen Verhältnisse (Keupermergel und Muschelkalk) zu berücksichtigen. Gleichzeitig ist mit unterschiedlichen Populationen zu rechnen, sodass auf diesem Weg ein möglichst breit angelegter Genpool erhalten wird (Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., Smith, B. 2010). Hinzu kommt, dass viele Flächen ein standörtliches Mikromosaik ausweisen, das sowohl auf den Spender-, wie auch auf den Zielflächen existiert. Mit der Werbung von Mähgut wird die gesamte Standortamplitude einer Fläche erfasst. Das Ausbringen des diasporenreichen Materials auf vergleichbaren Flächen deckt damit das gesamte Spektrum ab.

Bevorzugt sollen Spenderflächen ausgewählt werden, die Teil eines größeren Areals sind und in dem ein genetischer Austausch stattfinden kann. Derartige Flächen beherbergen größere Populationen, die meistens durch eine größere genetische Bandbreite (höherer Heterozygotiegrad) charakterisiert sind. Sie zeichnen sich in der Praxis durch eine höhere Resilienz aus (Oostermeijer, J.G.B. et al. 2003). Letztlich ermöglicht eine hohe genetische Vielfalt, eine bessere Absicherung gegen Veränderungen der Umwelt (Reusch, T.B.H. et al 2005) und gibt im Kontext der Wiederherstellung von Habitaten größere Chancen für die längerfristige Sicherung der Zielhabitate.

Um möglichst das gesamte Artenrepertoire einer Fläche ernten zu können, soll eine gestaffelte Ernte mehrerer Teilparzellen durchgeführt werden. Damit kann von allen relevanten Arten reifes Saatgut geerntet werden (Kiehl et al. 2006, Buchwald, R. et al. 2006).

Handsammlung

Die Sammlung einzelner Arten wird im Projekt nur im Bedarfsfall durchgeführt.

Die Handsammlung ist überall dort praktikabel wo Spenderflächen zwar ein artenreiches Spektrum aufweisen, aber einzelne wichtige Arten fehlen. Unterschiedliche Reifezeiten sind ebenfalls ein wichtiger Aspekt zur Saatgutgewinnung und Erhalt eines möglichst vollständigen Inventars (Rieger, E. et al. 2014). Handsammlungen sind im Vergleich zum Mähgut aufwendig und teuer, aber im Hinblick auf die Kompensation verlorener Arten praktikabel.

Bodenübertragung

Neben der Übertragung von diasporenreichem Pflanzenmaterial und Streu wurde im Naturschutz auch die Übertragung von Boden, zur Etablierung und Wiederherstellung von Habitaten, erfolgreich eingesetzt (Jaunatre, R. et al. 2014, Vécrin, M.P. & Muller, S. 2003). Diese Maßnahme wird vom Projekt nicht angestrebt, da es unweigerlich die Zerstörung der Spenderflächen zur Voraussetzung hat. Sollte dennoch im Zuge von Baumaßnahmen Flächen betroffen sein, die Anklänge an Kalkmagerrasen haben, so ist es sinnvoll, zumindest die diasporenreichen oberen Bodenschichten (5-10 cm) für Spenderflächen zu nutzen. Das Abschälen der oberen Vegetationsschicht und das Aufbringen derartiger Vegetationsmatten wurde bereits erfolgreich bei der Regeneration von Magerrasen angewandt (Kiehl et al. 2010). Das kommt ebenfalls für das Life Orchis Projekt nicht in Frage.

C.5 Kauf und Installation von Beweidungsinfrastruktur

Die Maßnahme C5 zielt auf die technische Herstellung der Beweidungsinfrastruktur in Form von Zäunen ab. Deshalb wurde die Literatur, die immer sehr praktisch gewendet ist in den Bericht A2 eingearbeitet.

Im Zuge der ersten Kontakte mit Schäfern, den derzeit laufenden Überlegungen zur Etablierung einer Wanderschäferei (im Naturpark Mëlldall gemeinsam mit Flächen im angrenzenden Junglinster), sowie den laufenden Programmen zur Etablierung einer Ganzjahresbeweidung mit Rindern (Maßnahmen, die aktuell von der ANF umgesetzt werden), wurde schnell deutlich, dass sich das Thema Beweidungsinfrastruktur nicht allein auf die Herstellung von Zäunen reduzieren lässt.

Um die offenen Fragen hinsichtlich der Wahl geeigneter Tiere, des Zeitpunktes und der Intensität der Beweidung zu beantworten, musste der Punkt weiter gefasst werden. Dies erschien umso notwendiger, weil die Frage nach der dazu notwendigen Umzäunung recht unterschiedlich ausfallen kann.

Hinzu kam, dass regelmäßig Wünsche von Seiten der Jagdpächter laut wurden, in denen sie auf die Gefahren bestimmter Umzäunung (z.B. Stacheldraht und Knotengeflecht) hinwiesen.

Traditionelle Bewirtschaftung der Trockenrasen

Die Kalkmagerrasen in der Keuperlandschaft Luxemburgs sind das Ergebnis einer traditionellen extensiven Beweidung mit Schafen und Ziegen auf ertragsarmen, mit starker Reliefbildung charakterisierten Flächen. Einige der Flächen sind übrig geblieben, weil sie aufgrund der naturbürtigen Voraussetzungen nicht maschinell bearbeitet werden konnten und so sind sie einer landwirtschaftlichen Intensivierung entgangen. Teilweise sind die Flächen auch im kommunalen Besitz und wurden deshalb auch nicht intensiviert.

An der Mosel und der Sauer sind die Halbtrockenrasen das Ergebnis brachgefallener Weinberge. Aufgrund ihrer Exposition und der geringen Produktivität eignen sie sich ebenfalls für eine extensive Beweidung.

Beweidung mit Schafen

Wanderschäferei

Trotz der historischen Anwesenheit vieler Halbtrockenrasen, hat sich über die Jahrhunderte in der luxemburgischen Landschaft nie eine Wanderschäferei, wie aus Frankreich, Spanien, Portugal oder Deutschland bekannt ist, etabliert. Das entscheidende Hindernis waren wohl das Fehlen größerer zusammenhängender Flächen mit Größen über 10 ha. Das sind Größenverhältnisse, die für eine Wanderschäferei erst interessant werden.

Betrachtet man die heutigen Voraussetzungen für eine ökonomisch tragfähige Wanderschäferei, sieht es in der Region nicht besser aus. Beinlich et al. (2009) rechnen mit einer Betriebsgröße von 400-500 Mutterschafen, also einer Nachzucht von 1.000 bis 1.500 Tieren/Jahr. Die benötigte Futterfläche liegt bei 150-170 ha Magerrasen und nahrhafterer Grünlandflächen für das Winterfutter. Eine derartige Herde kann insgesamt 120 ha Magerrasen beweidern und auf 40

ha zusätzliches Winterfutter gewinnen. Entscheidend für eine erfolgreiche Wanderschäferei ist die Existenz möglichst großer zusammenhängender Weideflächen oder aber ein ausreichendes Angebot kleinerer Flächen mit min. 2 ha. Letztere Flächen sollten dann aber gut erreichbar sein. Für isoliert liegende Flächen sollen werden Mindestgrößen von 10 ha empfohlen.

Koppelhaltung

Neben der Wanderschäferei, die wie gezeigt mit einer ganzen Reihe struktureller Probleme (Flächengrößen, Erreichbarkeit, Entfernung voneinander,...) konfrontiert ist, stellt die Koppelhaltung bei Schafen eine einfachere und extensive Form der Beweidung dar. Hier sind kleinere Herden von 50-100 Muttertieren möglich. Insgesamt sinkt der Flächenbedarf und es können auch kleinere Parzellen als Koppeln beweidet werden. Da ein Hüten der Schafe entfällt ist ein derartiger Betriebszweig durchaus im Nebenerwerb durchführbar.

Besatzdichte, Zeitpunkt der Beweidung und Beweidungsdauer

Bei der Beweidungsintensität muss man in Anlehnung an Pirotte, S. et al. (2010) die folgenden Fälle unterscheiden:

- Flächen, auf denen Kalkmagerrasen instandgesetzt werden sollen, weil die Bestände in einem schlechten Erhaltungszustand sind (Maßnahme C1). Hier kann eine höhere Besatzdichte und eine frühe oder zweimalige Beweidung eingesetzt werden, um negative Auswirkungen zu geringer Bewirtschaftung, wie Gräserdominanzen (*Brachypodium pinnatum*) oder beginnende Verbuschung zurückzudrängen. Hierfür haben sich Besatzdichten von 2 bis 3 Mutterschafäquivalente / ha und Jahr (entspricht 0,25 bis 0,4 GVE/ha und Jahr) bewährt.
- Die gleichen Besatzdichten können ebenfalls für Flächen nach der Wiederherstellung (C2 und C3) angesetzt werden. Diese Flächen zeichnen sich durch einen hohen Anteil an Gehölzaustrieben und das weitgehende Fehlen von Zielarten aus. Auch hier bietet sich eine frühe oder zweimalige Beweidung mit einer höheren Besatzdichte an.
- Flächen, die bereits in einen guten bis sehr guten Erhaltungszustand sind, und die sich durch die Anwesenheit zahlreicher Zielarten (und Orchideen) auszeichnen, sollten eine ein- bis zweimalige Beweidung mit einer mittleren Besatzdichte erhalten. Idealerweise werden die Flächen unterteilt und jährlich abwechselnd früh und spät beweidet. So können unterschiedliche Arten zur Samenreife kommen und die Flächen dennoch ausreichend bewirtschaftet werden. Hierfür haben sich Besatzdichten von 1 bis 2 Mutterschafäquivalente / ha und Jahr (entspricht 0,16 bis 0,32 GVE/ha und Jahr) als ausreichend erwiesen.

Für die drei Fälle lässt sich die Beweidungsdauer in Abhängigkeit von der Herdengröße wie folgt zusammenfassen (ebnda.).

Beweidungs-intensität (Mutterschaf-äquivalent /ha und Jahr)	Dauer der Beweidung		
	7 Tage	14 Tage	21 Tage
Erhalt 1 (0,16 GVE/ha und Jahr)	52 Schafe	26 Schafe	17 Schafe
Instandsetzung / Wiederherstellung 2 (0,32 GVE/ha und Jahr)	104 Schafe	52 Schafe	35 Schafe

(Quelle: Pirotte, S. et al. 2010)

Innerhalb einer Koppel sollte aus Gründen der Tierhygiene (Vermeidung von Parasiten und deren Verbreitung) eine Standzeit über 3 Wochen nicht hinaus gehen.

Ziegen

Ziegen können ideal in der Landschaftspflege zur Eindämmung oder Beseitigung von Gehölzen eingesetzt werden. Als Konzentratselektierer können Ziegen einen hohen Anteil ihres Futterbedarfs aus Blättern, jungen Gehölztrieben und Rinde decken (Rahmann, G. 2003). Dieser sollte allerdings 60% des Gesamtfutters nicht übersteigen. Ziegen können folglich idealerweise auf Flächen mit einem Verbuschungsgrad von 40-60% eingesetzt werden. Sinkt der Verbuschungsgrad darunter, können zusätzlich Schafe eingesetzt werden. Bei einem Verbuschungsgrad von 20% soll die Zusammensetzung der Herde aus 9 Schafen und 1 Ziege bestehen. Flächen mit einem noch geringeren Verbuschungsgrad <20% können allein mit Schafen gewidmet werden.

Der Einsatz von Ziegen erfordert eine größere Sorgfalt beim Bau der Zäune, weil die Tiere klettern und normale Zäune spielend überwinden können. Besonders empfehlenswert sind Litzenzäune mit 4 Drähten und einer Hütespannung von (4.000) - 6.000 (8.000 V). Diese lassen Wild ungehindert passieren, sind leicht aufzubauen und Ziegen können sich ebensowenig verfangen wie Wild (Rahmann, G. 2008).

Rinder und Pferde

Aufgrund der Omnipräsenz von Rindern bei Haupt- und Nebenerwerbsbetrieben ist es notwendig deren Einsatz beim Unterhalt von Magerrasen ebenfalls zu thematisieren.

Trotz der generellen Bevorzugung von Schafen und Ziegen zeigen doch neuere Untersuchungen, dass Großherbivore, wie Rinder und Pferde erfolgreich bei der Beweidung von Halbtrockenrasen eingesetzt werden können (Darmer 2011, Beinlich et al. 2009, Seifert et al. 2014). Besonders die Strukturvielfalt von Halbtrockenrasen kann durch die Beweidung mit Rindern / Pferden deutlich gesteigert werden, wobei selbst orchideenreiche Bestände bei

ausreichender Flächengröße problemlos beweidet werden können, weil Rinder und Pferde, im Gegensatz zu Schafen und Ziegen, die Blüten nicht gezielt abfressen (Bunzel-Drücke et al. 2015).

Was die Zurückdrängung von Gehölzen anbelangt, können Rinder zwar eine weitere Verbuschung verhindern, die Verdrängung von Gehölzen ist allerdings nur in sehr begrenztem Maße gegeben, wenn die Austriebe nicht zu stark verholzt sind.

Rinder und Pferde eignen sich sehr gut zur großflächigen (>10 ha) extensiven Ganzjahresbeweidung (ca. 0,3 GVE/ha ebnda.), wobei aufgelockerte Weidelandschaften mit einem Verbund unterschiedlicher Pflanzengesellschaften entstehen und stabilisiert werden.

Die Beweidung mit unterschiedlichen Tierrassen eignet sich besonders für größere Flächen (Wanderschäferi, Ganzjahresbeweidung mit Rindern). Die Koppelhaltung von Schafen ist für kleiner, offene Flächen geeignet. Wertvolle Flächen, die isoliert und schlecht zugänglich sind, sollten durch regelmäßige Mahd (C1 und C8) offen gehalten werden. Je nach Standort und Zuwachs kann durchaus eine mehrjährige Brache- und Verbuschungsphase toleriert werden.

C.6 Wiederherstellung durch Nutzungsextensivierung

Die Wiederherstellung artenreichen Grünlandes stellt im wesentlichen eine Umkehrung des historischen Prozesses der Intensivierung dar. Im Gegensatz zur Intensivierung gestaltet sich die Extensivierung allerdings wesentlich schwieriger und langwieriger.

Im Zuge der Intensivierung des Grünlandes fand eine starke Förderung wuchs- und konkurrenzkräftiger Arten, meist Gräser statt, die häufig zusätzlich durch Nachsaaten von Hochleistungsfuttergräsern verstärkt wurde. Flankierend wurden gelegentlich selektive Herbizide zur Eindämmung zweikeimblättriger Kräuter eingesetzt. Die Intensivierung war im wesentlichen möglich durch die starke Steigerung der N und P Düngung. All diese Faktoren bestimmen heute die Ausgangssituation zur Wiederherstellung artenreicher Grünlandbestände durch Extensivierung.

Die wesentlichen Faktoren sich wie folgt zusammenfassen:

- Hohes Trophieniveau der Ausgangsböden, wobei besonders N und P entscheidend sind
- artenarme Ausgangsbestände, in denen viele Arten verschwunden sind
- nach jahrelanger intensiver Bewirtschaftung ist der Samenvorrat im Boden stark reduziert
- fehlender Eintrag von Saatgut über Mist und Gülle, da häufig der betriebseigene Anteil an artenreichen Flächen stark gesunken ist
- fehlende Beweidung / Nachbeweidung der Flächen reduziert den Samentransport auf den Parzellen
- Verschwinden oder unabsichtliches Aufdüngen artenreicher Ränder
- N-Eintrag aus der Luft (NH_3 und NO_x)

Zur Grünlandextensivierung müssen folglich Strategien entwickeln, um die o.g. Faktoren zurück zu drängen. Sie können auf zwei Bereiche reduziert werden (Perrow, M.R., Davy, A.J. 2002):

- Herstellung eines angemessenen Trophieniveaus
- Wiederherstellung des Artenspektrums

Viele Versuche belegen, dass die Nutzungsextensivierung erst ab einem deutlich verringertem N-Angebot wirksam wird. Erst bei einem vollständigen Verzicht oder einer starken Reduzierung der Düngegaben auf $< 50\text{kg N/ha}$ (entspricht $0,7\text{ GV/ha}$) lassen sich deutliche Effekte bemerken. Zu den aufgewandten Düngemengen muss man die aktuelle atmosphärische N-Deposition von durchschnittlich $10\text{-}15\text{kg/ha y}$ mit einrechnen. Je nach Region sind deutlich höhere Einträge ($50\text{-}60\text{kg/ha y}$ in Belgien und Holland) bedingt durch NO_x bei höherem Verkehrsaufkommen und NH_3 in Gebieten mit intensiver Viehhaltung zu verzeichnen (Erisman, J.W. et al 2015). Der atmosphärische N-Eintrag stellt also nach wie vor eine nicht zu unterschätzende Größe bei der Eutrophierung empfindlicher Habitats und Arten dar (Stevens C.J. et al. 2004).

Für die Extensivierung von Intensivgrünland müssen Zeiträume von 10-20 Jahre zur Wiederherstellung einkalkuliert werden (Schumacher, 2004, Schmidt, W. 2007, Maron, J. L. et al 2001).

Dennoch ist es so, dass durch die Maßnahmenorientierten Programme (Oppermann, R. 2002), wie es auch das luxemburgische Biodiversitäts-Reglement in weiten Teilen vorsieht, wichtige Voraussetzungen zur Wiederherstellung artenreicher Grünlandgesellschaften geschaffen werden. Durch den Verzicht auf eine Düngung wird der N-Eintrag drastisch reduziert, sodass bereits nach einem Jahr deutliche Ertragseinbußen durch den Ausfall von hochwüchsigen Gräsern festzustellen sind. Die Reduktion konkurrenzstarker Gräser schafft Lücken für die Ansiedlung lichtliebender konkurrenzschwacher Arten. Insgesamt ist bereits in den ersten 5 Jahren mit einer deutlichen Veränderung der Bestandszusammensetzung zu rechnen, sodass ausgehend von grasdominierten Beständen der Gräseranteil auf unter 50% sinken kann, während damit zu rechnen ist, dass der Kräuteranteil auf 45% mit einem Anteil von 10% Leguminosen ansteigt (Schmidt, W. 2007).

Im Gegensatz zur relativ kurzfristig zu erreichenden Erniedrigung des N-Niveaus in Böden lässt sich der P-Gehalt der Böden nur sehr langsam reduzieren. Dabei belegen Auswertungen zahlreicher Grünlandgesellschaften, dass erst bei P-Gehalten $< 5\text{mg P/100g}$ Boden mit einer deutlichen Zunahme der Artenvielfalt zu rechnen ist (Janssens et al. 1998), wovon besonders gefährdete Arten und Leguminosen profitieren.

Piqueray, J. et al. 2011 untersuchen die erfolgreichen Restaurationsergebnisse von Halbtrockenrasen ausgehend von Forst- und Gebüschstandorten, wobei die mittleren P-Gehalte der Standorte um 1mg P/100g Boden lagen.

Aufgrund des deutlich höheren P-Gehaltes landwirtschaftlich intensiv genutzter Böden (in DE liegen die Gehaltsklassen C=Düngung nach Entzug durch Ernte bei $4,5\text{-}9\text{ mg P/100g}$ Boden, Gehaltsklasse E $> 15\text{ mg P/100g}$ Boden) ist eine Wiederherstellung eines niedrigen P-Trophieniveaus wesentlich problematischer. Bei der landwirtschaftlichen Beurteilung der P-Gehalte wird nur der leicht pflanzenverfügbare Anteil an Phosphor in Rechnung gestellt. Tatsächlich liegt der P-Gehalt der Böden aufgrund jahrelanger Düngung wesentlich höher,

wobei dieser im Boden festgelegt ist und aus landwirtschaftlicher Sicht keinen Einfluss auf das Pflanzenwachstum besitzt.

Die P-Mobilisierung im Böden durch Mikroorganismen, Pilze und die aktive Aufnahme durch Pflanzen ist derzeit ein weites Forschungsfeld (Shen, J., s et al. 2011), das verdeutlicht, wie lückenhaft die bisherige Kenntnis der Bodenprozesse und der daran beteiligten Bodenfauna und -flora ist. Gleiches gilt für die Erfolgsprognosen der Wiederherstellung von artenreichen Grünlandbeständen ausgehend von intensivierten Flächen mit entsprechend hohen P-Reseven.

Bei der Restaurierung von Magerstandorten wurden neben der klassischen Methode der Aushagerung durch Biomasseentzug (die überwiegend ernüchternde Ergebnisse liefert) neuerdings eine Reihe von Techniken mit radikaleren Eingriffen, wie

- die Ausbringung P-bindender Substanzen (Fe- oder Al-oxide und -hydroxyde)
- die Aushagerung durch die Beimischung inerten mineralischen Materials
- die Aushagerung durch Tiefpflügen und Vermischung der Bodenschichten sowie
- den Abtrag der oberen eutrophierten Bodenschicht (Top-soil removal)

erprobt (Aufstellung nach Piqueray, J. 2009).

Neben diesen Verfahren wurde in den letzten Jahren das 'P-Mining' entwickelt, bei dem der P-Entzug durch eine parallele N-Düngung kombiniert mit einem verstärkten Biomasseentzug forciert wurde. Neuere Untersuchungen zeigen aber auch hier, dass ausgehend von den hohen P-Gehalten landwirtschaftlicher Böden erst in Jahrzehnten der gewünschte Stand erreicht werden würde (Schelfhout, S. et al 2015).

Aufgrund der bisherigen Auswertungen der Literatur wird im Rahmen des LIFE ORCHIS-Projektes keine Extensivierung landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen zur Wiederherstellung von Halbtrockenrasen angestrebt. Die Wiederherstellung durch Extensivierung wird den Fokus auf artenreiche mesophile Wiesen legen. Dass derartige Maßnahmen in Zeiträumen von 5-10 Jahren zielführend sein können, zeigen die Erfahrungen von Schumacher, W. (2004). Gleichzeitig lassen sich derartige Maßnahmen auch über das aktualisierte Biodiversitätsregiment finanzieren, das in der Projektlaufzeit in Kraft treten wird (siehe Bericht zur Maßnahme A2).

C.7 Entfernen von Schutt- und Müllablagerungen

Für diese Maßnahme wurde keine Auswertung der Literatur durchgeführt, da eine Beseitigung von Ablagerungen literarisch nicht erfasst wurde und die in der Literatur beschriebene Sanierung von alten Deponieflächen im Projekt nicht vorgesehen ist.

C.8 Nachmahd, Entfernen von Gehölzaustrieb

Die Maßnahme C8 ist in engem Zusammenhang mit der Entbuschung von Kalkmagerrasen (Maßnahme C2) und der Fällung standortfremder Gehölze (Maßnahme C3) zu sehen, da das zwangsläufige Aufkommen von Schößlingen und Wurzelbrut nach einer Entbuschung oder Fällung nur durch Nachpflege in Form einer Mahd (in Kombination mit Beweidung) in den Griff zu bekommen ist (Piqueray et al. 2011, Zobel et al. 1996, Dzwonko & Loster 1998).

Wilmanns (1989) empfiehlt die Sträucher bei der Erstpflege, bzw. beim Entbuschen tief (einige cm unter der Bodenoberfläche) im Wurzelbereich zu schädigen. Dies ist z.B. möglich durch den Einsatz von Mulchaggregaten an Raupenbaggern oder Forstmulchern. Diese Arbeitsweise führt zu einer stärkeren Schädigung der Wurzelstöcke und dadurch zu einem deutlich verringerten Neuaustrieb.

Insbesondere wurzelbrütige und stockausschlagfähige Straucharten wie *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa* und *Ligustrum vulgare* oder Baumarten wie Robinie müssen nach der Entbuschung durch Nachmahd zurückgedrängt werden.

Weber U. et al. (2002) beschreibt, dass in einem entbuschten Halbtrockenrasen 9 Jahre nach der Erstpflege und 6 Nachschnitten im Winter, das Triebwachstum des Gehölzaufwuchses zwar reduziert, die Anzahl der Triebe aber unverändert war. Die Nachmahd muss in den beiden ersten Jahren während des Sommers erfolgen (Weber, U. et al. 2002; Wilmanns, O. 1989; Schumacher et. al. 1995, Zobel et al. 1996, Bobbink et al. 1993), da so die Gehölze am meisten geschwächt werden und sich der Aufwand der Folgepflege dadurch erheblich reduzieren lässt. Obwohl das Entfernen des Schnittgutes allgemein wünschenswert ist und auf möglichst vielen Flächen angestrebt werden soll, zeigen Langzeituntersuchungen, dass die Unterschiede zwischen Mahd mit Entfernen vom Schnittgut und Mulchen wesentlich geringer ausfallen, wie gemeinhin behauptet bzw. angenommen (Kahmen, S. et al 2002).

Entbuschung und Folgeschnitte allein sind aber nicht ausreichend um einen Halbtrockenrasen wieder herzustellen (Piqueray et al., 2011) Folgt der Entbuschung keine Beweidung muss sie in regelmäßigen Abständen (alle 5 – 6 Jahre) wiederholt werden (Barbaro, L., Dutoit, T., Cozic, P. 2001). Delescaille (2005, 2006) empfiehlt eine Kombination aus mechanischer Pflege und Beweidung um den Gehölzaufwuchs nachhaltig zurückzudrängen. Hierbei haben sich besonders Ziegen als geeignet erwiesen. Ein erfolgreiches Zurückdrängen der Gehölzvegetation ist aber stark abhängig vom Weidedruck und dem Mischungsverhältnis aus Ziegen und Schafen (Delescaille, J-M. 2005; eigene Erfahrungen).

C.9 Anpflanzung von *Juniperus communis*

Eine Besonderheit innerhalb des Life Orchis Projektes ist die Wiederherstellung von Halbtrockenrasen mit Wacholder-Formationen auf Keupermergel (FFH 5130).

Laut Antrag zum Life Orchis sollen vorhandene, in der Regel überalterte *Juniperus communis* Bestände durch die Neuanpflanzung 2-jähriger Sämlinge ergänzt bzw. verjüngt werden.

Zur größtmöglichen Sicherung des genetischen Pools sollen die Jungpflanzen generativ aus autochthonem Saatgut ex situ in Baumschulen des Landes herangezogen werden. Da die Keimung der Wacholdersamen von verschiedenen keimhemmenden Stoffen bzw. Faktoren begleitet wird, soll zur Überbrückung der bis zu 2 Jahren andauernden Keimung auf eine vegetative Vermehrung zurück gegriffen werden, damit bis Frühjahr 2019 insgesamt 4.000 Pflanzen gepflanzt werden können.

Wacholderbestände - Verbreitung und Populationsgröße

Nach einer Studie von Efor-Ersa (2005) und dem Biotopkataster (2014), liegen die Fundorte der Wachholder-Formationen auf Keupermergel in der Regel an den Hängen des Luxemburger Sandsteinplateaus im Osten Luxemburgs. Viele der aufgeführten Bestände liegen in unserem Projektgebiet. Beobachtet wurde ein Populationsrückgang von 27 auf 21 Standorte.

Insbesondere wird ein schleichender Verlust durch das Absterben an Standorten mit kleinen Populationen beobachtet.

Die meisten Wacholderbestände mit ca. 4.100 gezählten Exemplaren sind innerhalb der Natura 2000 Gebiete zu finden. Davon verteilen sich 2.872 Exemplare auf den Standort Amberkneppchen und 1.000 Exemplare auf den Geyersknapp.

Die nächstgrößeren Populationen besitzen deutlich niedrigere Individuenzahlen:

- Eppeldorf, Hossebiert 40 Individuen
- Blaschette Beddelbësch 22 Individuen
- Reisdorf, Wangert 15 Individuen

In der Regel sind die Bestände überaltert, teilweise sind sie abgängig oder weisen eine geringe Vitalität auf. Der Anteil an Naturverjüngung auf den einzelnen Standorten ist sehr gering und beschränkt sich auf vereinzelte Individuen.

Zusammenhänge zwischen Populationsgröße und genetischer Vielfalt

In der von Efor-Ersa für das MNHN erstellten Studie (2006) zur genetischen Vielfalt der in Luxembourg vorkommenden *Juniperus communis* Bestände wurden unterschiedliche Fragestellungen zur genetischen Diversität der Populationen nachgegangen.

Im Wesentlichen wurden folgende Fragen behandelt:

- wie verhält sich die genetische Vielfalt innerhalb der Populationen und welche Rolle spielt dabei die Populationsgröße
- wie verhält sich die genetische Vielfalt zwischen den Populationen
- gibt es einen genetischen Fluß zwischen den Populationen

Die höchste genetische Diversität konnte innerhalb der größten Populationen (Amberkneppchen und Geyersknapp) ermittelt werden. Die genetische Vielfalt war zum Zeitpunkt der Untersuchung noch relativ hoch. Weiterhin zeigte die Untersuchungen, dass die genetischen Unterschiede zwischen den Populationen relativ gering sind. Das lässt vermuten, dass es bei der windbestäubten Art immer einen gewissen Genaustausch gegeben hat. Sicherlich ist auch mit Verschleppen von Vögeln oder durch Weidetiere zu rechnen.

Alter der Bestände - Myxomatose

Schaut man sich das Alter der *Juniperus*-Bestände an, so fällt auf, dass das geschätzte und durch Jahresringzählungen belegte Alter im Schnitt bei 60-50 Jahren liegt (mündlich Helmingner MNHN). Diese Daten passen auch gut mit der Auswertung von Luftaufnahmen aus den 50er Jahren zusammen, auf denen die meisten Flächen offen und unverbuscht waren. Es ist daher zu vermuten, dass sich auch für Luxemburg ähnliche Populationsveränderungen nachzeichnen

lassen, wie sie von Ward, L. (2007) anhand britischer Wacholderbestände beschrieben wurden. Ein Großteil der heute noch existierenden britischen Populationen stammt aus den späten 50er bis Mitte 60er Jahren. Nach dem Rückgang der Schafbeweidung und dem Wegfall der Weidepflege ab den 50er Jahren konnten sich Wacholderbestände stärker etablieren. Ihre Ausbreitung wurde aber vielerorts durch die Anwesenheit größerer Kaninchenpopulationen verhindert. Mit der Ausbreitung der Myxomatose (Kaninchenpest) in den 50er Jahren und dem europaweiten Zusammenbrechen der Kaninchenpopulationen konnten sich Wacholderbestände in vielen Gegenden weitgehend ungestört entwickeln (Morel, 1956). Das Szenario dürfte auch für die Luxemburgischen Wacholderpopulationen Gültigkeit besitzen.

Alter der Bestände und Fertilität des Saatgutes

In der 2007 von Long & Williams zusammengestellten Ergebnisse zu den in Großbritannien untersuchten Wacholderheiden wurde eingehend auf den Zusammenhang zwischen dem Alter der Bestände, Fertilität der Zapfen aus Ausgangspunkt der Naturverjüngung und dem Erhalt vorhandener Populationen eingegangen.

Die genaue Altersbestimmung kann aufgrund des langsamen Wachstums der Sträucher nur durch die Jahrringzählung ermittelt werden. Darüber hinaus wurde eine nach Wuchsverhalten, Form (Größe/Breite) und Ausprägung erstellte Klassifizierung in Altersgruppen erstellt. Danach sind die Bestände stark vereinfacht in Alter-, Reife-, Jungwuchsphase und Sämlinge eingeteilt (dies. S. 14). In den verschiedenen Populationen ist die folgende Altersverteilung beobachtet worden:

- 15% Altbüschen
- 50% Reifephase
- 26% Jungpflanzen
- 5% Sämlingen

Größere Populationen sind in ihrem Fortbestand weniger gefährdet wie kleinere, isolierte Populationen. Es ist davon auszugehen, dass kleinere Populationen mit weniger als 10 Individuen nicht überlebensfähig sind, auch wenn *Juniperus* eine windbestäubte Pflanze ist. Es fehlen in der Regel nahegelegene Populationen und eine Vernetzung der Populationen untereinander, die eine Migration durch Vögel und andere Tiere ermöglichen.

In den 25 Jahren, in denen die gemeinnützige Organisation Plantlife in Großbritannien den Fragen zum Erhalt der Wacholderheiden forscht, konnten sie beobachten, dass die Fertilität bei vorangeschrittenem Alter der Bestände stark sinkt und im Durchschnitt nur noch bei ca. 4% liegt (Plantlife 2011).

Betrachtet man den Zustand der Zapfen so häufen sich die folgenden Phänomene:

- vertrocknete Embryonen
- schlechte oder keine Ausreifung der Samen
- von Parasiten (Schädlingslarven) gefressene oder geschädigte Embryonen
- Befall mit Pilzkrankungen

Es wird daran auch verständlich, warum die Naturverjüngung überwiegend fehlt.

Aber auch äußere Einflüsse tragen dazu bei, dass die Fertilität der Juniperus Bestände seit Jahren rückläufig ist und den Erhalt gefährden. Häufig wird auf die globale Erwärmung im allgemeinen hingewiesen. Hier reicht scheinbar schon die länger andauernde Periode ausbleibender Winter und anhaltender Trockenheit im Frühjahr und Sommer sowie der zunehmende Luftstickstoffeintrag aus, um eine negative Entwicklung nachlassender Fertilität zu bewirken (García, D. 2001). Auch hierdurch können sich die überwiegend überalterten Bestände nicht mehr ausreichend durch Naturverjüngung regenerieren.

Vegetative und generative Vermehrung

Da die Regeneration der Bestände nicht mehr zuverlässig über Naturverjüngung an den Standorten erfolgen kann, wird gezielt eine generative und vegetative Vermehrung empfohlen. Die **vegetative Vermehrung** schöpft als Klonvermehrung nicht das vorhandene genetische Potential in den Populationen aus. Sie ist zur Zeit aber die aussichtsreichste Methode die mangelnde Regenerationsfähigkeit des Saatguts zu kompensieren. Dennoch ist diese Methode mit einigen Schwierigkeiten verbunden, weil das Ausgangsmaterial nicht immer gute Anwachsrate bringt. Bei Optimierung des Ausgangsmaterials, wie Verwendung gesunden Stecklingsmaterials, nicht zu alte verholzte Steckhölzer, können unter Einhaltung wichtiger hygienischer Vorgehensweisen und der Verwendung geeigneter Substrate gute Anwachsrate von bis zu 75%-80% erwartet werden (Delescaille, L.-M. 2015). Die Steckholzgewinnung soll während der Winterruhe erfolgen. Die Zeiträume werden unterschiedlich angegeben. Als Ende wird zwischen Mitte Februar (Long & Williams 2007) bis Mitte März angegeben, d. h. deutlich vor Beginn der Blüte. Um die genetische Vielfalt zu gewährleisten wird von Long & Williams für die britischen Bestände empfohlen nicht mehr wie 4 Steckhölzer pro Wacholderbusch zu schneiden und alle unterschiedlichen Wuchstypen (Phänotyp) innerhalb einer Population zu berücksichtigen. Kleinere Populationen sollen ebenfalls berücksichtigt werden, damit in der Summe ein umfassender Genpool erzielt wird. Es können dennoch mehr Steckhölzer geschnitten werden um die Menge an bewurzelten Steckhölzern zu vergrößern, denn die Anwachsrate ist durch Verluste sehr wahrscheinlich. Die beiden Geschlechter müssen vertreten sein und die Herkunft der Pflanzen soll dokumentiert werden.

Die **generative Vermehrung** gestaltet sich dagegen sehr schwierig. Auch bei einer Fertilität von ca. 4% ist Keimung und das Heranwachsen der Sämlinge zu Jungpflanzen an den Standorten nicht gesichert. Bei Beobachtungen in den letzten 10 bis 15 Jahren in Wacholderbeständen der Wallonie haben Auszählungen ergeben, dass sehr viele Sämlinge im Verlauf der ersten Jahre durch Trittbelastung von Weidevieh, Wildtiere oder Trockenheit und Frost (bei offenliegenden Wurzeln) am Standort wieder verschwanden (Delescaille, L.-M. 2015).

Aus diesem Grund empfiehlt Plantlife für die Aussaat im In-situ Verfahren die Umzäunung vorher präparierter Offenlandstandorte. So werden negative Auswirkungen der Trittbelastung auf das Saatgut vermieden. Auch der Bau von Saatkisten, die in unmittelbarer Nähe bzw. im

Halbschatten geeigneter Spenderpflanzen aufgestellt sind, schützt die Saat vor Nagetier- und Vogelfrass.

Da die Gefährdung der Bestände von verschiedenen Autoren als äußerst hoch eingestuft ist, wird die ex-situ Methode empfohlen, weil die verschiedenen Faktoren der Keimung und Anwuchs durch geregelte gärtnerische Kulturmaßnahmen besser gesteuert werden können. Bis aus den Samen geschlechtsreife Pflanzen gewachsen sind, muss mit einem Zeitraum von vier bis neun Jahren gerechnet werden (Long & Williams 2007).

Für die Auswahl der zu beerntenden Büsche werden ähnliche Kriterien der Pflanzengesundheit und Vitalität angesetzt wie bei der Steckholzgewinnung. Empfohlen wird eine schnelle vor Ort Prüfung der Fertilität bei der 40 Samen aufgeschnitten und die intakten Embryonen ausgezählt werden. Liegt die Fertilität unter 4% wird die Sammlung des Saatgutes als zu aufwendig eingestuft und deshalb verworfen (Plantlife 2011). Neuere Auswertungen der von Plantlife durchgeführten Untersuchungen in den letzten Jahren zeigen, dass an einigen Standorten eine noch geringere Fertilität zu beobachten ist. Dennoch wird aus naturschutzorientierten Gründen des Habitatschutzes und dem Erhaltung des Genpools an der genetischen Vermehrung festgehalten. Die Aufmerksamkeit richtet sich darauf die Saatgutgewinnung und die folgenden gärtnerischen Kulturmaßnahmen zu optimieren (ders. 2011).

Management zur Regeneration von Wacholderheiden durch Bewirtschaftung und Vermehrung

Der von Plantlife umfassend beschriebene Management- und Aktionsplan Wacholderheiden sieht in erster Linie die Verbesserung der Habitatsstruktur durch eine geregelte Bewirtschaftung, Pflege und durch gezielte Entbuschungsmaßnahmen vor. Diese sollen dazu beitragen, dass lückige bodenoffene Standorte entstehen, die eine Naturverjüngung aus Samen gestatten. Die verbesserten Strukturen sollen der Wiederansiedlung und Etablierung Saatgut-verschleppender Vogel- und sonstiger Tierarten fördern (Plantlife 2011).

Bei der Vermehrung sind noch nicht alle Fragen zur Vitalität und Pflanzengesundheit geklärt. Die Auswirkungen verschiedener Krankheitssymptome bzw. Merkmale reduzierter Vitalität sind noch nicht vollends ergründet (García, D. 2001).

Räumliche Definition von Kerngebieten

Dieser zweite Teil der Maßnahme A1 wurde bereits mit dem Inception Report im April 2015 abgeliefert und kann unter der Adresse: http://www.life-orchis.eu/wp-content/uploads/2015/05/A1AuswertungLiteratur_Kerngebiete_.pdf heruntergeladen werden.

Literatur

- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M., & Thompson, K. (1996). Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology §. *Acta Botanica Neerlandica*, 45(4), 461-490.
- Barbaro L., Dutoit T., Cozic C. 2001: A six-year experimental restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps, *Biodiversity and Conservation* 10: 119–135, 2001.
- Beinlich, B., Grawe, F., Köble, W. & Mindermann, S. 2009: Was machen, wenn die Hüteschäfer fehlen? Alternative Wege zum erfolgreichen Management von Kalk-Halbtrockenrasen - aufgezeigt an Fallbeispielen aus dem Kreis Höxter. *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser* 21 (2009) 21-42.
- Bekker R.M., Verweij G. L., Smith R. E. N., Reine R., Bakker J. P., Schneider S.: Soil Seed Banks in European Grasslands: Does Land Use Affect Regeneration Perspectives? *Journal of Applied Ecology* Vol. 34, No. 5 (Oct., 1997), pp. 1293-1310
- Biotopkataster 2014. http://www.environnement.public.lu/guichet_virtuel/gd/BTK2014_DATASET.zip Luxemburg
- Bobbink, R. & Willems, J. H. 1991: Impact of Different Cutting Regimes on the Performane of *Brachypodium pinnatum* in Dutch Chalk Grassland. *Biological Conservation* 56 (1991) 1-21. England.
- Böhmer, Hans Jürgen 1994: Halbtrockenrasen der Fränkischen Alb - Strukturen, Prozesse, Erhaltung. in: *Mitteilungen der Fränkischen Geographischen Gesellschaft*. Bd. 41 (1994) 323-344.
- Bossuyt, B., Butaye, J., & Honnay, O. (2006). Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils—a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management*, 79(4), 364-371.
- Buchwald, R., Roskamp, T., Steiner, L., & Willen, M. (2006). Wiederherstellung und Neuschaffung artenreicher Mähwiesen durch Mähgut-Aufbringung—ein Beitrag zum Naturschutz in intensiv genutzten Landschaften. *Unveröff. Zwischenbericht, Oldenburg*.
- Bullock J.M., Clear Hill B., Dale M.P., Silvertown J. 1994: An experimental study of vegetation de to grazing in a species-poor grassland and the role of the seed bank. *Journal of Applied Ecology* 31.
- BUND Trier-Saarburg 2014: mündliche Mitteilung über die Maßnahmen zur Bekämpfung der Wicken im Orchideengebiet Perfeist bei Wasserbillig. Mai 2014, Wasserliesch. Gespräch bei Ihrer jährlichen Führung zum Orchideenbestand im o. g. Gebiet.
- Bunzel-Drücke, M. et al 2015: Naturnahe Beweidung und Natura 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz Sielmann Stiftung, Duderstadt 291S.
- Colas, Sébastien (2001): Coûts de gestion des pelouses sèches, in: *Colloque Pelouses sèches du nord de la France*, S. 49-55.
- Colling, G. 2005: Red List of the vascular plants of Luxembourg. *Ferrantia* 42, Luxembourg.
- Davies, A., Waite, S. 1998: The persistence of calcareous grassland species in the soil seedbank under developing and established scrub. *Plant Ecology*, 136, 27-39.
- Dzwonko Z., Loster S. (1998) Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. *Journal of Vegetation Science* 9: 387–394
- Delescaille, L.-M. (2005): La gestion des pelouses sèches en région wallonne, Base-volume 9, numéro 2.
- Delescaille, L.-M. (2006): La restauration des pelouses calcicoles en région wallonne: aspects scientifiques et techniques (première partie), in: *Parcs et Réserves – Volume 61 n° 4*, S. 4-11.
- Dengler, J. 1998: Der geschützte Landschaftsbestandteil “Mühlenberg bei Brodowin - Flora, Vegetation und Bedeutung für den Naturschutz. In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg; Heft 2* (1998), 149 - 158.
- EforErsa 2006: Gennetic diversity and population structure of *Juniperus communis* L. in Luxembourg - Is the vonservation of small fragmented populations a priority? Study prepared in cooperation with

- an don behalf of the Museum of Natural History of Luxembourg. Autor: C. Steinbach. unveröffentl. Manuskript.
- Ellenberger, Heinz 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Zweite, völlig neu bearbeitete Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- Erisman, J. W., Dammers, E., Damme, M. V., Soudzilovskaia, N., & Schaap, M. (2015). Trends in EU nitrogen deposition and impacts on ecosystems. *EM: Air and Waste Management Association's Magazine for Environmental Managers*, September, 65, 31-35.
- Hefter, I. G., Jünger, A. Baasch, A, Tischew, S. 2010: Gebietseigenes Wildpflanzensaatgut in Begrünungs- und Renaturierungsvorhaben fördern - Aufbau eines Spenderflächenkatasters und Informationssystems. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42:333-340.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F., & Oomes, M. J. M. (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and soil*, 202(1), 69-78.
- Jaunatre, R. Buisson, E., Coiffait-Gombault, C., Bulot, A. and Dutoit, T. 2014: Restoring species-rich mediterranean dry grassland in France using different species-transfer methods. in Kiehl, K. et al 2014: Guidelines for native seed production and grassland restoration. Cambridge Scholars Publishing. Newcastle upon Tyne.
- Jeschke, M. 2008: Einfluss von Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen auf die Artendiversität und Artenzusammensetzung von Gefäßpflanzen und Kryptogamen in mitteleuropäischen Kalkmagerrasen. Diss. TU München.
- Kahmen, S., Poschlod, P., & Schreiber, K. F. (2002). Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation*, 104(3), 319-328.
- Kiefer, S., Poschlod, P. 1996: Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clearcutting. In: Settele, J. Margules C.R., Poschlod P. and Henle K. (eds.), Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Netherlands: 209-218.
- Kiefer, S. 1998: Untersuchungen zur Wiederherstellung brachgefallener oder aufgeforsteter Kalkmagerrasen. Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökol. Univ. Hohenheim, Beiheft 7, 309 S.
- Kiehl, K, Kirmer, K., Shaw, N., Tischew, S. 2014: Guidelines for native seed production and grassland restoration. Cambridge Scholars Publishing. Newcastle upon Tyne.
- Kollmann J., Poschlod P. 1997: Population processes at the grassland-scrub interface. *Phytocoenologia* 27, 235-256.
- Kuiters, A. T., & Huiskes, H. P. J. (2010). Potential of endozoochorous seed dispersal by sheep in calcareous grasslands: correlations with seed traits. *Applied Vegetation Science*, 13(2), 163-172.
- Long, D. & Williams, J. 2007: Juniper in the British uplands: the Plantlife Juniper survey results. Plantlife international. www.plantlife.org.uk
- MacCartan, Shelagh & Gosling, Peter G. 2013: Guidelines for Seed Collection and Stratification of Common Juniper (*Juniperus communis* L.). Tree Planters' Notes. Volume 56, No. 1.
- Maron, J. L., & Jefferies, R. L. (2001). Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and nitrogen retention. *Ecological Applications*, 11(4), 1088-1100.
- MDDI 2014: Offenland-Biotopkataster Luxemburgs als shp-File (Stand Frühjahr 2014) http://www.environnement.public.lu/guichet_virtuel/gd/BTK2014_DATASET.zip
- Morel, A. (1956). Influence de l'épidémie de myxomatose sur la flore française. *Les conséquences biologiques dues à la présence de la myxomatose*.
- natur&mwelt, Team Life Orchis 2013: Life+Nature. Technical Application Forms. Part A - administrative information. Eingereichter Antrag bei der Europäischen Union, Brüssel. Life 13 NAT/LU/000782.
- Oostermeijer, J.G.B. et al. 2003: Integrating demographic and genetic approaches in plant conservation. *Biological Conservation* 113 (2003) 389–398.
- Opperman, R. (2002). Grünlandextensivierung zwischen Maßnahmen-und Ergebnisorientierung. *Grünlandmanagement nach Umsetzung der Agenda 2000-Probleme und Perspektiven für Landwirtschaft und Naturschutz*, 54.

- Perrow, M.R., Davy, A.J., 2002. Handbook of Ecological Restoration. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pompe, S. 2004: Sukzession in aufgelassenen Weinbergen des Mittleren Saaletales bei Jena. *Hercynia* n.F. 37 (2004) 175-199.
- Piqueray, J., Mahy, G. (2010): Revue bibliographique sur la restauration des pelouses calcicoles en Europe : contraintes rencontrées et solutions proposées, *BASE (Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 14 (2010), 471-484.
- Piqueray, J., Bottin G., Delescaille L.M., Bisteau E., Colinet G., Mahy G., 2011: Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: the case of calcareous grasslands restored from forest stands. *Ecological Indicators* 11, 724733
- Pirotte, S., Ghyselynck, H., Vanherck, R. et DEgrave, F. 2010: Les pelouses sèches, quand conservation rime avec moutons... L'écho des réserves. Nr. 9 (2010). Le bulletin de liaison des membres actifs des Commissions de Gestion de Natagora. http://www.life-heliantHEME.eu/fileadmin/Life/HeliantHEME/article_paturage_LIFE_nov2010.pdf
- Plantlife. 2011: Breaking new ground for juniper. A mangement handbook for lowland England. www.plantlife.org.uk
- Poschlod, Peter 2008: Nutzung, Pflege oder Sukzession - Entwicklung der Vegetation. Vortrag, als Power-Pointpräsentation im Internet veröffentlicht. Lehrstuhl für Botanik, Universität Regensburg.
- Putfarken, D. 2007: Raumnutzung von Rindern und Schafen in einer großräumigen Weidelandschaft Site use of cattle and sheep in a large-scale pasture landscape. Diss. Uni Lüneburg.
- Rahmann, G. (2003). Landschaftspflege mit Ziegen-Die Pflege von Magerrasen kann für Öko-Betriebe ökonomisch sein. *Lebendige Erde, Zeitschrift für biologisch-dynamische Landwirtschaft, Ernährung, Kultur*, (2/2003), 12-14.
- Rahmann, G. (2008). Naturschutz mit Schafen und Ziegen. *Praxis trifft Forschung-Neues aus der Ökologischen Tierhaltung* 2008, 11-26.
- Reusch, T. B. H., Ehlers, A., Hämmerli, A., & Worm, B. (2005). Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102, 2826–2831.
- Riederer, M. 2009: Research Paper. *Juniperus communis*: victim of the combined action of climate warming and nitrogen deposition? *Plant Biology*. German Botanical Society and The Royal Society of the Netherland.
- Rieger, E., Feucht, B., Wieden, M. 2014: Agricultural Propagation of Native Seeds and Development of a Certification Procedure in Germany. in: *Guidelines for Native Seed Production and Grassland Restoration*. Cambridge Scholars Publishing.
- SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen, in: *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* 57/58: 32-62.
- Schläpfer, F. & Fischer, M. 1998: An isozyme study of clone diversity and relative importance of sexual and vegetative recruitment in the grass *Brachypodium pinnatum*. *Ecography* 21 (1998) 351-360.
- Schmidt, W. (2007). Wie rasch kehrt die Vielfalt in artenarme Wiesenfuchsschwanz-Wiesen zurück?- Ergebnisse aus Dauerflächenuntersuchungen zur Extensivierung des Grünlandes. *Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa*, 40(1), 111-132.
- Schumacher W., Münzel M. und Riemer S. 1995. Die Pflege der Kalkmagerrasen. *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ.* 83: 37-63.
- Schumacher, W. (2004). Erfolge und Defizite des Vertragsnaturschutzes im Grünland. *Ressourcenschonende Grünlandnutzung–Erfolge, Probleme, Perspektiven–*, 40.
- Schuhmacher, W., Trein, L. & Esser, D. 2013: Biodiversität von Magerrasen, Wiesen und Weiden am Beispiel der Eifel-Erhaltung und Förderung durch integrative Landnutzung. *Bericht der Reinhold Tüxen-Gesellschaft* 25 (2013) 56-71. Hannover.

- Schelfhout, S., De Schrijver, A., De Bolle, S., De Gelder, L., Demey, A., Du Pré, T., ... & Mertens, J. (2015). Phosphorus mining for ecological restoration on former agricultural land. *Restoration Ecology*, 23(6), 842-851.
- Seifert, R., Lorenz, A., Elias, D., Köhler, M., Hiller, G., & Allee, S. 2014: Extensive Beweidung mit robusten Rinder-, Pferde- und Ziegenrassen als Instrument zur Renaturierung von Offenlandlebensräumen nach FFH-Richtlinie. *NWK# 15*, 200.
- Shen, J., Yuan, L., Zhang, J., Li, H., Bai, Z., Chen, X., ... & Zhang, F. (2011). Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiol*, 156.
- Signoret J. 2005: Les pineraies à caractère naturel au Grand-Duché de Luxembourg: caractéristiques, conservation et suivi. *Ferrantia* 44, 123-127.
- Steinbach, C. für ERSÄ sàrl, 2006: Genetic diversity and population structure of *Juniperus communis* L. in Luxembourg. Is the conservation of small fragmented populations a priority? Studie im Auftrag des Musée National d'Histoire Naturelle, Luxembourg.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., & Gowing, D. J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303(5665), 1876-1879.
- Stroh, Hans-Georg 2010: Vegetationskundliche Wirkungskontrollen im FFH-Gebiet 132 "Weper, Gladeberg + Aschenburg" - Zwischenbericht 2010. Im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Hannover.
- Tüxen, Reinhold 1962/1968: Tatsachen und Probleme der Grenzen in der Vegetation. Bericht über das Internationale Symposium der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde in Rinteln 08.04. - 11.04.1968. Verlag J. Cramer, 1974.
- Unterasinger, Romed Josef & Erschbaumer, Britta 2002: Populationsentwicklung der Innsbrucker Küchenschelle (*Pulsatilla oenipontana*) und Maßnahmen zu ihrer Erhaltung). *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck*. Bd. 89 (2002) 71-85. Innsbruck.
- Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., Smith, B. 2010: A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11 (2010) 300–311.
- Vécrin, M.P. & Muller, S. 2003: Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Applied Vegetation Science* 6 (2003) 271-278.
- Verkaar, H. J., Schenkeveld, A. J., & Klashorst, M. V. (1983). THE ECOLOGY OF SHORT- LIVED FORBS IN CHALK GRASSLANDS: DISPERSAL OF SEEDS. *New Phytologist*, 95(2), 335-344.
- Verloove, F. 2013: *Vicia tenuifolia* subsp. *dalmatica* (Fabaceae) ongemerkt ingeburgerd in België en omliggende gebieden. *Dumortiera* 102: 40-44
- Von Blanckenhagen, B., Poschlod, P. (2005): Restoration of calcareous grasslands: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes, *Base – volume 9, numéro 2*, 143-149. URL: <http://popups.ulg.ac.be/1780-4507/index.php?id=1586>
- Ward, L. K. 2007: Lifetime sexual dimorphism in *Juniperus communis* var. *communis*. *Plant Species Biology* (2007) 22, 11-21.
- Weber, U., Gigon, A. 2002: Pflanzenartenvielfalt und Stockausschlag von Sträuchern neun Jahre nach der Entbuschung – eine Fallstudie zur Regeneration von Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern bei Schaffhausen (Nordschweiz); *Botanica Helvetica* 112/ (2002): 13-24
- Wilkens, T. & Duckworth, Dr. J. 2011: *Plantlife - Breaking new ground for Juniper - A management handbook for lowland England*.
- Willems, J.H., Bik L.P.M. 1998: Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 1: 91–100
- Wilmans, O. (1989): Zur Entwicklung von Trespenrasen im letzten halben Jahrhundert: Einblick – Ausblick – Rückblick; das Beispiel des Kaiserstuhls. *Düsseldorfer Geobotanisches Kolloquium* 6: S. 3-17.

