

2 Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung

Kapitel 2 dieses Bandes unternimmt eine Sichtung und Darstellung der Pflege- und Entwicklungsmöglichkeiten für Sandrasen-Lebensräume, wobei der Schwerpunkt auf die Erläuterung der kausalen Zusammenhänge gelegt wird. Empfehlungen zur "Pflege- und Entwicklung" werden nicht gegeben. Soweit es sich aus den kausalanalytischen Überlegungen und Schlußfolgerungen ergibt, wird in diskussionsartigen Unterkapiteln ausgeführt, welche Pflege- und Entwicklungsziele bei welchen Maßnahmen sich überhaupt verfolgen lassen und für welche dies nicht zutrifft.

Kapitel 2 ist in sechs Unterkapitel unterteilt. Zunächst werden die verschiedenen Pflegemöglichkeiten auf ihre Auswirkungen hin dargestellt. (Kap. 2.1). Diese "Reaktionsanalyse" wird für Lebensgemeinschaften vorgenommen, die sich den Sandrasen und Sandfluren zuordnen lassen.

Anschließend erfolgt eine Darstellung der Geschehnisse, die sich bei Brache von Sandrasen-Lebensräumen ereignen (Kap. 2.2, S.120). Die Beschreibung und die Kausaldarstellung der bei Brache ablaufenden Sukzessionsprozesse bilden das Schwerpunktthema dieses Kapitels.

Das dritte Kapitel (Kap. 2.3, S.131) beschäftigt sich insbesondere mit Veränderungen, die sich bei Einwirkungen von Störungen ergeben. In ihm wird das für Sandrasen zentrale Problem "Eutrophierung" behandelt. Darüber hinaus werden Störwirkungen dargestellt, die sich aus dem Freizeitbetrieb ergeben. Anfangs wird die Aufforstung der Brache gegenübergestellt.

Das vierte Kapitel (Kap. 2.4, S.135) stellt Pufferungsmöglichkeiten vor. Wie wirksame Pufferungen der gegen Nährstoffeinträge empfindlichen Sandrasen beschaffen sein können, wird dort ausgeführt.

Das fünfte Kapitel (Kap. 2.5, S.137) steht in einem engen Zusammenhang mit Kapitel 2.1. Bei "Wiederherstellung und Neuanlage" wird jedoch von Biotop-Typen ausgegangen, die sich eindeutig nicht oder nicht mehr als Sandrasen ansprechen lassen.

Das sechste Kapitel (Kap. 2.6, S.149) stellt die Problematik "Vernetzung und Biotop-Verbund" in Beziehung auf Sandrasen dar. In ihm wird herausgearbeitet, wie ein "Sandrasen-Biotop-Verbund-System" grundsätzlich beschaffen sein muß.

2.1 Pflege

(Bearbeitet von N. Meyer und B. Quinger)

Sandrasen sind als weitgehend anthropogene Lebensgemeinschaften durch regelmäßige Nutzung geprägt und verursacht. Findet keine Nutzung (auf Gewinnung

wirtschaftlich verwertbarer Güter ausgerichtet) oder Pflege (hier steht im Unterschied zur Nutzung der Erhalt des Lebensraums im Vordergrund) mehr statt, so ist die Fortexistenz der Sandrasen in Frage gestellt.

Die Pflegeformen lassen sich zunächst in "Traditionelle, magerrasenprägende Nutzungsformen*" (Kap. 2.1.1, S.105) und in "Weitere Pflegeformen" (Kap. 2.1.2, S.112) trennen. Die Unterscheidung richtet sich im wesentlichen danach, ob die Phytomasse der Sandrasen zu Nutzungszwecken abgeführt wird oder nicht (vgl. BÖHNERT & HEMPEL 1987: 3 f.). Zur ersten Gruppe zählen die **Beweidung**, wobei die **Schafbeweidung** die gängigste Beweidungsform auf Sandrasen bildete, daneben jedoch auch **Beweidungen** mit **Ziegen** und **Rindern** vorkamen. Darüber hinaus kann als weniger verbreitete regionale Spezialnutzungsform die **Grünland-Ackerland-Wechselnutzung** genannt werden.

Entbuschungen, **Materialentnahmen** und **Abflämmen** gehören zwar zu den traditionellen Bewirtschaftungsformen der Sandrasen, lassen sich jedoch nicht wie die Schafbeweidung als magerrasen-prägende Nutzung im obigen Sinn bezeichnen. Sie werden daher in Kap. 2.1.2 (S.112) besprochen. Dasselbe gilt für die **Mahd**, die -im Unterschied etwa zu den Kalkmagerrasen- auf Sandrasen kaum ausgeübt wurde. Zumindest die typischen Sandrasen-Ausbildungen eignen sich nicht zur Heugewinnung. Ebenso werden im Kapitel 2.1.2 die Möglichkeiten besprochen, inwieweit sich die **Windverhältnisse** in einer für das Fortbestehen der Sandrasen günstigen Weise **beeinflussen** lassen.

In Kapitel 2.1.3, S.116 erfolgt schließlich eine vergleichende Diskussion darüber, welche Ziele sich mit den in den Vorkapiteln 2.1.2 und 2.1.3 vorgestellten Pflegeformen überhaupt anvisieren lassen. Generell zur Pflege von Sandrasen ungeeignete Pflegeverfahren werden ausgeschieden.

2.1.1 Traditionelle, magerrasenprägende Nutzungsformen

2.1.1.1 Beweidung

(Bearbeitet von N. Meyer)

Nahezu alle größeren Sandrasen Bayerns sind **Hutungsrelikte**. Die Wiedereinführung eines Triebweide-Managements mit genügsamen Schaf- und Ziegenrassen kommt der traditionellen Nutzung nahe. Die offenen Sandrasen in Bayern** verdanken letztendlich der Schafbeweidung ihre Existenz. Regional, etwa in der Oberpfalz und in Unterfranken

* Die "Traditionelle Bewirtschaftung" von Sandrasen-Lebensgemeinschaften ist einer präzisen Reaktionsanalyse, die für die Pflegepraxis verwertbare Erkenntnisse liefert, nur schwer zugänglich. Sie stellte einen Faktorenkomplex aus verschiedensten Nutzungen dar, der eine empirisch-kritische Auswertung nicht zuläßt.

** In der nordwestdeutschen Tiefebene spielt nach JECKEL (1984) auch die Beweidung mit Rindern eine bedeutsame Rolle.

(Kleinwallstadt/Lkr. Miltenberg, siehe Kap. 1.11) spielt extensive Rinderweide bei der Entstehung von Magerrasen auch auf Sandstandorten eine größere Rolle.

2.1.1.1.1 Auswirkungen der Beweidung

Die Beweidung wirkt durch Verbiß, Tritt und Eutrophierung über die Kotablagerung auf Bewuchs und Fauna ein. Die Auswirkungen sind dabei abhängig von der Art der verwendeten Tiere, der Anzahl der Tiere pro Fläche (Besatzdichte), ihrer Verweildauer, dem Zeitpunkt des Auftriebs, der Hütform (Triebweide, Koppelweide, Standweide, Pferchung) und dem Ernährungszustand der Tiere.

2.1.1.1.1.1 Allgemeine Auswirkungen auf Pflanzen- und Tierwelt

A) Schafbeweidung

Die Beweidung wirkt nicht gleichmäßig auf die ganze Fläche, mäßige bis normale Beweidung und eine gewisse Flächengröße einmal vorausgesetzt. Man wird auf beweideten Flächen, im Gegensatz etwa zur Mahd, kaum zwei Probeflächen finden können, auf welchen die Auswirkungen der Beweidung genau gleich sind. Dabei hat der Zufall in Form des genommenen Triftwegs oder die Verweildauer pro Tier und Teilfläche, ebenso aber strukturelle oder reliefbedingte Beweidungshindernisse für das Maß der tatsächlichen Tritt- oder Bißwirkung auf einzelne Individuen oder Strukturen erhebliche Bedeutung.

Zudem ist die Empfindlichkeit vieler Organismen in verschiedenen Zeitabschnitten ihrer Entwicklung oft so unterschiedlich, daß eine Beweidung, die zu einem Zeitpunkt zu starkem Bestandseinbruch einer Art führt, zu einem anderen Zeitpunkt bei derselben Art keinen merklichen Einfluß auf die Bestandsgröße nimmt.

Das auf Weiderasen so über längere Zeiträume entstehende **nischenreiche Mosaik von Fliesen unterschiedlicher Beweidungswirkung** ist eine der Stärken der Beweidung gegenüber den meisten übrigen Pflegeformen.

Die Darstellung solcher Wirkungskomplexe gestaltet sich schwierig. Zudem ist die Anzahl, Größe und Habitatvarianz der Sandrasen-Ökosysteme in Bayern, die noch regelmäßig beweidet werden und damit zur Gewinnung entsprechender Daten geeignet sind, recht gering. Auch die Vergleichsmöglichkeiten zwischen Weideflächen verschiedener Nutzungsintensität und benachbarten, unbeweideten Flächen sind in den meisten Fällen kaum gegeben. Es leuchtet daher ein, daß bisher kaum Untersuchungen zu den genannten Fragestellungen vorliegen.

Zweifellost ist es aber möglich, eine Anzahl von Pflanzen- und Tierarten zu benennen, die offensichtlich zu den Nutznießern der Beweidung zu zählen sind oder die andererseits durch Beweidung in besonderem Maße in ihrer Konkurrenzfähigkeit beeinträchtigt sind. Die nachfolgend dargestellten Tendenzangaben fußen in erster Linie auf Beobachtungen im Gebiet des

Standortübungsplatzes Hainberg und weiteren durch Schafe beweideten Flächen.

• Flora

Durch Beweidung gefördert werden in erster Linie solche Pflanzen, die besonders gering unter Tritt, Verbiß und Eutrophierung leiden oder dadurch gefördert werden oder deren Konkurrenz gegen diese Wirkungen von Beweidung benachteiligt ist. Ferner werden manche Arten im Fell oder Kot der Weidetiere verbreitet. Die einzelnen Arten weisen dabei oft mehrere entsprechende Anpassungen auf.

Tritt fördert:

- Arten, welche den mechanischen Schaden durch Quetschung mit nachfolgender Austrocknung gut vertragen:
 - Stabile Horste oder Rosetten, an deren Polstern aus lebender und toter Blattmasse die Hufe abgleiten, sodaß die empfindlichen Wachstumszonen geschützt sind, wie beim Echten Schafschwingel, Haar-Schwingel und Rauhen Schwingel (*Festuca ovina* agg.);
 - Scheinbar ungeschützte Pflanzen wie die Bruchkraut-Arten (*Herniaria glabra* und *H. hirsuta*);
 - Pflanzen mit unterirdischen oder tiefliegenden Depots für Reservestoffe und vegetativer Vermehrung wie Arten mit unterirdischen Ausläufern, die durch Tritt noch zum Austrieb angeregt werden wie beim Kleinen Sauerampfer (*Rumex acetosella* agg.);
 - Pflanzen mit Pfahlwurzeln, die der direkten Tritteinwirkung entzogen sind und nach erfolgtem Trittschaden die eher trittempfindlichen Rosetten unter Verzweigung wieder ersetzen, wie bei der Sandgrasnelke (*Armeria elongata*), der Gewöhnlichen Ochsenzunge (*Anchusa officinalis*) oder dem Stolzen Heinrich (*Echium vulgare*);
 - auf Bestandslücken, Lockersand oder Offenbodenstellen angewiesene Arten der offenen Pionier-Sandrasen wie das Silbergras selbst oder der Frühjahrs-Spörgel (*Spergularia morisonii*);
 - niedrige oder sonstwie konkurrenzschwache Arten, Lückenkeimer und Therophyten wie der Frühe Ehrenpreis (*Veronica verna*), Hungerblümchen (*Erophila verna*), Vogelfuß (*Ornithopus perpusillus*), Reiherschnabel (*Erodium cicutarium*), Vergrüßmeinnicht-Arten (*Myosotis ramosissima* und *M. stricta*) oder Fünfmänniges Hornkraut (*Cerastium semidecandrum*). Auch einjährige Gräser wie die Fuchsschwingel- (*Vulpia spec.*) und Nelkenhafer-Arten (*Aira spec.*), die auch als Pioniere offener Sandflächen in Erscheinung treten, sind in lückig getretenen Sandrasen gut vertreten und oft an solchen Stellen angereichert. Brache Grasnelkenrasen weisen hingegen bis auf Sonderstrukturen wie Böschungen keine Lücken mehr für solche Arten auf.
- Zur kombinierten Wirkung von Tritt und Eutrophierung siehe unten.

Zu trittempfindlichen und -begünstigten Pflanzenarten siehe auch [Kapitel 2.3.3.1.1](#), S.134).

Verbiß fördert:

- ähnlich wie der Tritt solche Arten, die mechanischen Schutz dagegen aufweisen. Hier sind wieder die Horstgräser aus der Schafschwingel-Gruppe (*Festuca ovina* agg.) zu nennen, auf Sand insbesondere Echter Schafschwingel, Haarschwingel und Rauher Schwingel, daneben auch das Zierliche Schillergras (*Koeleria macrantha*). Sie sind kaum ausreißbar, durch harte Blätter mit Scleroderm-Schichten und oft auch Büschel alter, abgestorbener Blattmasse geschützt;
- Arten, die Bestandslücken zu ihrer Entwicklung benötigen. Es werden durch den offenhaltenden Verbiß die gleichen Artengruppen der Therophyten gefördert wie durch die Entstehung solcher Bestandslücken durch den Tritt der Weidetiere (siehe oben).
- Arten, die sich durch Läufer vermehren können. Sie sind dadurch im Vorteil gegenüber Konkurrenten, welche auf ausreifende Diasporen angewiesen sind, die abgefressen werden können. Beispiele sind Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosella* agg.) und Hasenbrot (*Luzula campestris*).
- Arten, die durch Holzigkeit, Stacheln, Geruch, Geschmack oder Giftigkeit verschmäht werden und so als Weideunkräuter angereichert werden. Zu ihnen gehören viele Lippenblütler wie Sandthymian (*Thymus serpyllum*) oder Arznei-Thymian (*Thymus pulegioides*), Disteln allgemein, die Gewöhnliche Hundszunge (*Cynoglossum officinale*), aber auch Gehölze wie Rosen, Schlehen oder Brombeeren.

Eutrophierung fördert:

- in Locker- und Offensandbereichen zunächst bereits vorhandene, stickstofftolerante Arten wie Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosella*), Ehrenpreisarten (*Veronica verna*, *dillenii*, *arvensis* und *praecox*) oder Silber-Fingerkraut (*Potentilla argentea*), aber auch die Fuchsschwingel (*Vulpia spec.*). Gern treten auch Arten der Sandäcker wie Borstenhirse (*Setaria spec.*), Bauernsenf (*Teesdalea nudicaulis*), Reiherschnabel (*Erodium cicutarium*) und Bluthirse (*Digitaria spec.*) und einjährige Ruderalarten zu den übrigen Pionieren hinzu und vermögen sie bei starker oder wiederholter Nährstoffzufuhr zu verdrängen. Bei geringem Beweidungsdruck vermögen die neophytischen Nachtkerzenarten (*Oenothera spec.*) große Bestände aufzubauen. Schwarzer Nachtschatten (*Solanum nigrum*), Kleine Brennessel (*Urtica urens*) und Gänsefußbestände kennzeichnen stark eutrophierte Standorte in Schafweiden.
- In Trittbereichen fördert die Eutrophierung zuerst Arten der THERO-AIRION-Fluren, bei höherer Trittbelastung trocken-tolerante Trittzeiger wie Wegerich-Arten (*Plantago spec.*), Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*) oder Vogelknöterich (*Polygonum aviculare*, insbesondere *Polygonum arenastrum*), außerdem Ruderalarten aller Art.
- In geschlosseneren Beständen kommen Arten der Fettwiesen und Intensivweiden wie Schaf-

garbe (*Achillea millefolium*) und Kammgras (*Cynosurus cristatus*) zur Dominanz, die in mageren Beständen kein Auskommen finden. Daneben werden an Lägern, Tränkstellen etc. Eutrophierungszeigern wie Brennessel, Ampferarten etc. Ansiedlungsmöglichkeiten geboten.

Zur Eutrophierung siehe auch [Kapitel 2.3.2](#) (S.131) mit Hinweisen zu weiteren Arten der verschiedenen genannten, durch Eutrophierung geförderten Pflanzengruppen.

Verbreitung durch Transport im Filz des Schaffells finden mit besonderen Klett-Vorrichtungen versehene Pflanzen, welche aber auf Sandrasen, abgesehen von mehreren Trespens-Arten wie der Tauben Trespel (*Bromus sterilis*) und der Dach-Trespel (*Bromus tectorum*), keine größere Rolle spielen.

Durch Beweidung geschädigt oder zurückgedrängt werden hingegen Pflanzenarten, die empfindlich gegen Tritt, Verbiß oder Eutrophierung sind. Benachteiligt sind auch solche, die gern gefressen werden oder sich vorwiegend generativ fortpflanzen.

Besonders **empfindlich gegen Tritt** sind vor allem Moos- und Flechtenteppiche. Während geringer Tritt noch durch Erzeugung von Bruchstücken und Bodenverwundungen zur Neuansiedlung sowie vegetativer Vermehrung einigermaßen bestandsneutral wirkt, führt stärkerer Tritt zur Zerstörung der brüchigen Flechten-Lager z.B. der Gattungen *Cetraria*, *Cornicularia*, *Peltigera* und *Cladonia* bis hin zur Zerstörung der Halbschlußstadien, in denen diese angereichert sind.

Trittschäden erleiden weiterhin saftreiche, fleischige Arten, wie das schon erwähnte Kleine Knabenkraut (*Orchis morio*), das als frühblühende Art durch Beweidung zwischen April und Juni oder ab Ende August nach Austrieb der weideempfindlichen Winterrosen geschädigt wird. An diesem Beispiel wird auch die Bedeutung der Beweidungszeit deutlich, da Beweidung im Juli und August bestandsneutral wirkt.

Empfindlich gegen Verbiß und Tritt sind unter den bestandsbildenden Grasarten die Aufrechte Trespel (*Bromus erectus*), die in Brachen von Sandgrasnelkenrasen in Ober- und Unterfranken erhebliche Deckungsanteile erreichen kann und in beweideten Beständen spärlich ist oder fehlt. Das Zarte Straußgras (*Agrostis tenuis*) und der Rotschwingel (*Festuca rubra*) sind ebenfalls nur mäßig trittresistent und gehen bei Beweidung zurück. Thymiane (*Thymus serpyllum* und *pulegioides*) sind ebenfalls trittempfindlich. Sie werden andererseits wenig verbissen, reichern sich daher besonders in unterbeweideten Rasen an und prägen so auf den dort hoch aufragenden, kaum zertretenen Hügeln der Rasen-Ameisen das Bild.

Als Sonderfall muß die Beweidungsempfindlichkeit der Sand-Strohblume (*Helichrysum arenarium*) gelten, die durch leichte Ausreißbarkeit wegen schwacher Verwurzelung mit wenigen, dünnen Wurzeln begründet ist. Eine gewisse Neigung der Art, kleine

Polykormone auf Offensubstrat zu bilden (Stockstadt), scheint nur bei geringem Beweidungsdruck zuzutreffen .

• Fauna

Analog zur Flora werden Arten oder deren Stadien **gefördert**, die weder direkt noch über ihre Fraßpflanzen oder Habitatstrukturen geschädigt werden.

Direkt gefördert wird über den Erhalt der warmen, lückigen Bestandsstruktur etwa die Blauflügelige Ödlandschrecke. Sie toleriert durch ihre Beweglichkeit offenbar selbst intensive Beweidung und verschwindet mit dem Rasenschluß. Vergleichbares gilt für weitere Heuschreckenarten der offenen Habitate, deren Habitatansprüche insgesamt ohnehin eher struktur- und klimaorientiert sind, etwa *Corthippus brunneus* oder *Myrmeleotettix maculata*.

Sandsiedler, welche Bodenverletzungen bestimmter Bodendichte benötigen wie viele Wildbienen, sind auf Weidetritt angewiesen. Sogar Besiedler senkrechter Substratwände können auf "Mikro-Steilwänden" in abgetretenen Böschungsbereichen siedeln.

Pflanzenfresser, wie Zikaden, Heuschrecken oder Wanzen, können durch frisch nachwachsendes Grünmaterial gefördert werden. Ameisen werden durch mäßige Beweidung gefördert (Ausbildung von Buckelfeldern mit Thymianarten).

Indirekt gefördert werden Tierarten, für die durch Beweidung geförderte Weideunkräuter Wohn- oder Futterpflanzen darstellen, wie gewisse Wildbienen mit Bedarf an hochsommerlichem Blütenangebot in dann schon stark abgedürzten Sandrasen.

Eine **Sonderform** der Förderung durch Beweidung ist die enge Bindung koprophager Arten an Schaf- und sonstigen Weidetierkot.

Beeinträchtigt werden hingegen wenig mobile Organismen, die direkt durch Verbiß oder Tritt Bestandseinbußen erleiden oder deren Futterpflanzen bzw. Nektarquellen heruntergefressen werden. So kann das Abweiden beispielsweise einer Larven-Fraßpflanze zur Unzeit zu Bestandseinbrüchen wertvoller Faunenbestandteile führen, indem im Extremfall Futterpflanze samt Jungrauen abgefressen wird. Betroffen sind beispielsweise Minierfliegen und Schmetterlinge. Auch Wanzen, die zum Saugen auf junge Früchte angewiesen sind, können auf Beweidung negativ reagieren.

Eine weitere temporäre Form der Beeinträchtigung stellt die Frühjahrsbeweidung für bodenbrütende Vogelarten dar. Die Heidelerche ist von April bis Juni anfällig für Störungen durch Beweidung, der Brachpieper durch intensive Beweidung in der 2. Maihälfte.

Als Gegenstück zur Förderung von Sandsiedlern durch Tritt kann die Schädigung von Wohnröhren der Lockersand-Siedler schon bei geringem Beweidungsdruck oder die aller Sandsiedler bei übermäßigem Tritt gelten. Zur Verhinderung des Bruterfolges ist dabei keine Zerstörung des Baus erforderlich; oft genügt allein die Veränderung des Eingangsreliefs, um das Wiederfinden zu verhindern.

B) Rinderbeweidung

Sandrasen-Lebensräume i.e.S. werden gegenwärtig in Bayern nirgendwo mit Rindern beweidet. Bei Kleinwallstadt (Lkr. MIL) existiert jedoch ein mehrere Hektar großes Streuobstgebiet am Hang mit Flugsandaufgabe mit einer sandrasen-artigen Bodenvegetation, die durch eine fünfzehnköpfige Rinderherde zweimal pro Jahr für jeweils eine Woche beweidet wird. Die Fläche präsentiert sich noch nahezu optimal mit Vorkommen von gefährdeten Sandarten wie *Teesdalia nudicaulis* und *Armeria elongata* sowie vielen Sand-Wildbienen. Nach Auskunft von HARTLAUB (1991, mdl.) sind im Landkreis extensiv durch Rinder beweidete Streuobstbestände auf Sand vorhanden, in denen neben *Orchis mascula* auch die in Unterfranken nur isoliert vorkommende *Botrychium lunaria* auf offenen, durch den Tritt freigelegten Stellen vorkommt.

2.1.1.1.2 Verbißwirkung verschiedener Weidetiere

Die Auswirkungen von Verbiß auf die Artenzusammensetzung hängt bei den Pflanzenarten ganz generell stark von Zeitpunkt und Dauer der Beweidung ab. Die Wirkung auf die Zusammensetzung der Fauna findet direkt durch Fressen von Futter- oder Habitatpflanzen, indirekt durch Änderung des Bestandsklimas über die Vegetationshöhe sowie Nahrungsverknappung für Phytophagen oder Blütenbesucher statt. Im einzelnen unterscheiden sich Weidetiere wie Schafe, Ziegen, Rinder und Pferde deutlich in ihrer Verbißwirkung:

Schafe weisen ein breites Futterpflanzenspektrum auf und verbeißen die Vegetation tief, das heißt bis in Bodennähe, und selektiv. Während stachelige, harte, giftige, aromatische oder bittere Pflanzen (etwa Disteln, Gehölze, Hundszunge, Lippenblütler) verschmäht werden und als "Weideunkräuter" selektiv unterbeweidet werden, werden wohlschmeckende Gräser und Kräuter gern gefressen und überproportional verbissen. Gehölze werden erst in größerem Umfang angenommen, wenn grasige und krautige Futterpflanzen etwa bei starker Sommerdürre nicht zur Verfügung stehen.

Ziegen fressen neben den üblichen Weidepflanzen mit Vorliebe auch Blätter, Zweige und Rinde von Gehölzpflanzen sowie Disteln etc., gelten jedoch andererseits als sehr genäschig, fressen also bei reichlichem Angebot sehr selektiv. Wegen des Gehölzrückbisses sind sie zum Hintanhalten von Verbuschungstendenzen geeignet.

Wegen ihrer Eignung zum Rückbiß von Gehölzaufwuchs und Weideunkräutern wie Disteln etc. war truppweises (5-10 Tiere) Mitführen von Ziegen in größeren Schafherden zwecks Erleichterung der Weidepflege früher durchaus üblich, während größere Anteile oder eigene Herden an den Schwierigkeiten beim Hüten und Pferchen der agilen, neugierigen Tiere scheitern.

Rinder weiden die Vegetation, bedingt durch ihre abweichende Freßtechnik, nur bis 2 cm über dem Boden ab, allenfalls werden einzelne Pflanzen aus-

gerissen. Nicht gefressen wird die Vegetation, die an den Kotstellen gedeiht. Geilstellen anderer Tiere werden jedoch beweidet. Gehölze werden von Rindern noch weniger zurückgebissen als durch Schafe.

Pferde verbeißen wesentlich tiefer als das Rind und sind in der Lage, Flächen bis zum Kahlfraß abzuweiden. Sie meiden ihre eigenen Geilstellen, fressen jedoch diejenigen der Rinder begierig ab.

2.1.1.1.3 Trittwirkung verschiedener Weidetiere

Im allgemeinen wirkt Weidetritt auf die Krume verdichtend. In Hanglagen und bei Trockenheit, besonders bei sandigen, leichten Böden, findet auch ein Lockertreten und damit eine Förderung der Wind- und Wasser-Erosion statt, zumindest aber entstehen offene Bodenstellen. Hinzu kommt noch der direkte Tritt auf die Pflanzen, den diese je nach Art, Trittwicht, Jahreszeit und Bodenfeuchtigkeit unterschiedlich gut vertragen. Die Trittwirkung der einzelnen Weidetierarten ist ebenso wie die Verbißwirkung unterschiedlich:

- **Schafe** und **Ziegen** verdichten gewichtsbedingt den Untergrund (abgesehen von Engpässen auf den Triftwegen o.ä.) mit ca. ein bis vier cm Wirkungstiefe relativ gering, betreten ihn aufgrund ihrer höheren Bewegungsaktivität jedoch öfter. Entstehende Krumenverletzungen begünstigen konkurrenzschwache Pflanzenarten durch Schaffung von Keimbetten, bei geringer Beweidung jedoch auch Gehölzanflug. Terrassenbildung durch horizontale Pfade in Hanglage ist deutlich geringer als bei Rindern. Durch Verdichtung bestehender Erdanrisse ist sogar erosi-onshemmende Wirkung nachgewiesen.
- **Rinder** übertreffen zumindest als erwachsene Tiere in ihren Trittwirkungen die vorgenannten Arten bei weitem. Verdichtungen wirken hier bis in 10-15 cm Tiefe (LUTZ 1990). Bei Rindern besteht durch die ihnen eigene, ungleiche Trittverteilung die Tendenz zur Entstehung von Trampelpfaden mit Trittpflanzengesellschaften oder ohne Bewuchs, in Hanglage zur Ausbildung von "Viehtreppen". Saftreiche Pflanzen wie Orchideenarten werden durch Rindertritt besonders beeinträchtigt.
- **Pferde** weisen durch ihre Größe und die Hufeisen den bei weitem schärfsten und tiefsten Tritt auf.

2.1.1.1.4 Eutrophierungswirkungen durch verschiedene Beweidungsformen

Generell erfolgt durch Beweidung ein Nährstoff-austrag aus der Fläche, sofern außerhalb der Magerweiden Pferchungen erfolgen. Die Umlenkung der Düngerwirkung des Kots der Weidetiere auf die Ackerfläche ist ja gerade der Mechanismus, der zur Entstehung der Magerweiden geführt hat. Tagsüber wird nur ein Teil des anfallenden Kots auf der Fläche abgegeben. Bei traditionellen Hütformen in Stallnähe erfolgte das Gros der Kotabgabe im Stall, bei

Triftweide im Nachtpferch. Teile der auf dem Weg abgegebenen, geringeren, Mengen wurden gelegentlich von Hand gesammelt.

Während Rinder, Schafe und Ziegen ihren Kot gleichmäßig verteilen, neigen Pferde zur Kotablage an bestimmten Plätzen. Geilstellen durch Kot derselben Tierart werden gewöhnlich gemieden, solche anderer Weidetiere oft gern aufgenommen, weshalb gelegentliche Mischbeweidung oder Weideviehwechsel die Weidepflege erleichtern kann.

Durch örtliche Kotanhäufung auf der Weidefläche verursachte Geilstellen mit abweichendem Bewuchs stellen in Extensivweidebereichen ein eigenständiges Strukturelement dar.

Wird durch Koppelhaltung in Standweide die Weidefläche gleichmäßig verkotet, so führt dies langfristig zu flächiger Eutrophierung mit Verschiebung der Vegetationszusammensetzung und Abnahme der Artenzahl der Lückensiedler und Magerkeitszeiger, nachfolgend entsprechend zur Artenverarmung der Fauna. Die nachhaltigste Schädigung der Vegetation erfolgt bei Nachtpferch auf der Fläche.

Die durch Nachtpferch erfolgende flächige Verkotung bewirkt

- kurzfristig eine erhebliche "Verfettung" des Standorts, die noch jahrelang, besonders aus der Entfernung an der dunkleren Farbe aller Pflanzen erkennbar ist;
- eine Verdrängung der magerkeitsliebenden Lücken-therophyten durch nitrophile einjährige Unkräuter;
- mittelfristig in den folgenden Jahren eine Verschiebung des Gräser- und Staudenspektrums hin zu stickstoffzehrenden Arten.

2.1.1.1.5 Besatzleistung

Die Zusammenhänge werden anhand der Literatur über Schafbeweidung dargestellt, sind jedoch sinngemäß auch auf andere Weideformen übertragbar. Die Besatzleistung ist ein Maß für den Beweidungsdruck. Man versteht darunter die Weidedauer und Anzahl der Tiere pro Flächeneinheit. Sie wird wesentlich bestimmt von der Biomasseentwicklung der beweideten Fläche, die wiederum abhängig ist von:

- Jahreszeit;
- Klima und Niederschlagsmenge;
- Exposition;
- Bodenart und Nährstoffgehalt;
- der ausgebildeten Pflanzengesellschaft.

Je höher die Biomasseentwicklung ausfällt, desto mehr Tiere können auf der Fläche weiden, oder anders gesehen, eine um so stärkere Beweidung ist notwendig, um den jährlichen Zuwachs durch die Beweidung abzuschöpfen. Die Zuwachsmenge, bezogen auf feste Zeiteinheiten, variiert dabei im Jahresverlauf erheblich, was bei der Zeitpunktwahl einer Beweidung zwecks Ausmagerung berücksichtigt werden muß. Auch für die Aufstellung eines Beweidungskonzepts sind Anhaltspunkte dieser Art nützlich, weil sie die Einschätzung des zusätzlichen Flächenbedarfs etwa einer Schafherde außerhalb der

engeren Pflegeflächen zu Zeiten geringer Biomasseproduktion und damit deren ausreichende Bereitstellung erlauben. Zur Veranschaulichung dient nachfolgende Tabelle, deren Kernaussagen grob auf Sandgrasnelkenrasen übertragbar sind. Der Monat mit dem höchsten Zuwachs dürfte allerdings ähnlich wie bei den Kalkmagerrasen der Juni und nicht wie bei den modernen Wirtschaftswiesen der Mai sein.

Gleiche Besatzleistungen kann bei sehr unterschiedlichen Beweidungs-Managements erreicht werden. Beispiel: 2 Schafe, die 50 Tage auf einer Fläche fressen, erzielen die gleiche Besatzleistung wie 50 Schafe, die 2 Tage dort weiden. Die Auswirkungen sind jedoch sehr unterschiedlich:

- Kurze Beweidung durch eine große Herde erfaßt den Aufwuchs gleichmäßig und weniger selektiv, da sie in enger Formation über die Fläche zieht, die Trittwirkung ist geringer.
- Längerfristige Beweidung durch wenige Tiere bringt stärkere Selektion und stärkeren Tritt, da die Tiere auf der Suche nach schmackhaften Pflanzen öfter über die Fläche laufen.

Normalbeweidung erfolgt, wenn eben der jährliche Zuwachs an Biomasse abgeschöpft wird. Sie wahrt durch die Schonung der Produktivität der Weidefläche die Nachhaltigkeit der Nutzung. Dies ist gerade im Zuge der Pflege von Flächen, die durch Immission oder Verbrachung Eutrophierungseffekten unterliegen, nicht immer erwünscht. Nachfolgend deshalb zur Abwägung der Ergebnisse eine Zusammenstellung der Auswirkungen sehr scharfer Beweidung einerseits und flüchtiger Beweidung andererseits.

- Scharfe Beweidung mit überhöhtem Besatz oder über längere Zeiträume führt zu einem Rückgang der Produktivität der Fläche. Durch die Überbeweidung verringert sich die Biomasseentwicklung unter das eigentlich am Standort mögliche Maß, es entstehen Vegetationslücken. Längere Überweidungsdauer bewirkt Rückbiß beweidungsempfindlicher Pflanzen, ebenso von Gehölzen, Anreicherung von Weideunkräutern und Ausbildung von Störstellen an den Lagerplätzen. Generell gilt: je stärker die Beweidung, desto artenärmer die Fläche.

- Flüchtige Beweidung, also durch wenige Schafe oder über zu kurze Zeitdauer, führt dazu, daß die Fläche nicht gleichmäßig heruntergebissen wird, da weniger Biomasse entnommen wird, als nachwächst. Die Folgen sind Filzbildung und Vorrücken von Gehölzen, mithin Weiterlaufen der Sukzessionsprozesse. Einzelne beweidungsempfindliche "Saum"-Arten vermögen temporär von dieser Entwicklung zu profitieren, wie die flächige "Versaumung" nicht mehr (oder nur noch durchs Rehwild) genutzter Weideflächen vor dem Dickungsschluß durch den Gehölzaufwuchs aufzeigt.

Leider liegen gegenwärtig über angemessene Besatzdichten, Besatzdauer und Besatzzeiträume zu Sandrasen keine dokumentierten Daten vor, die es erlauben würden, auf solider Grundlage Pflegeempfehlungen zur Beweidung von Sandrasen zu vermitteln. Erfahrungen, wie eine extensive Beweidung mit Schafen vonstatten gehen könnte, fehlen leider vorläufig auch in Niedersachsen (vgl. JECKEL 1984: 143 f. und 1991, mdl.), das mit Sandrasen wesentlich reicher ausgestattet ist als Bayern.

Nach JECKEL (1991, mdl.) ist es angeraten, zweibis dreimal im Jahr eine Schafherde für höchstens einen Tag über eine Sandrasenfläche zu "treiben". Die dabei auftretenden Trittbelastungen und der relative Verbiß genügen nach JECKEL anscheinend bereits, um zur Offenhaltung der Sandrasen einen wesentlichen Beitrag zu leisten. Beweidungen, die länger als zwei Tage andauern, sind nach JECKEL bis auf weiteres zu unterlassen, um Weideschäden zu vermeiden. Überall dort, wo eine Schafbeweidung wieder aufgenommen wird, sollten unbedingt Dauerflächen eingerichtet und einzelne Parzellen abgezaunt werden, um Anhaltspunkte für eine eventuelle Über- bzw. für eine Unterweidung zu erhalten und sich entsprechend darauf einstellen zu können. Besonders lohnend scheint eine zentrale Auswertung der gegenwärtig beweideten Sandrasenflächen und die Zugänglichmachung der Ergebnisse.

2.1.1.1.6 Zeitpunkt des Auftriebs

Beweidung durch Schafe während der Monate Mai, Juni und Juli führt bei ausreichender Besatzleistung in der Regel zu zufriedenstellender Entnahme der aufgewachsenen Biomasse. Andererseits befinden

Tabelle 2/1

Zuwachs an Futter und benötigte Weidefläche im Verlauf der Vegetationszeit am Beispiel einer Wirtschaftswiese (SCHLOLAUT 1988: 21)

	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.
Zuwachs in %, bezogen auf den Mai (= Monat mit dem höchsten Zuwachs)	59	100	74	57	52	39	23
benötigte Weidefläche in ha, bezogen auf 1 ha Fläche im Monat mit höchstem Zuwachs	1,7	1,0	1,4	1,8	1,9	2,5	4,3

sich in diesem Zeitraum zahlreiche beweidungs-empfindliche Pflanzen auf dem Höhepunkt ihrer Entwicklung.

Als Beispiel sei das Kleine Knabenkraut (*Orchis morio*) angeführt, das sich regelmäßig in Sandgrasnelkenrasen findet. Die frühblühende Art wird durch Beweidung im Zeitraum zwischen Anfang April und Ende Juni empfindlich geschädigt. Ab Ende August erfolgt der Austrieb der sehr weideempfindlichen Winterrosetten, so daß nur die Monate Juli und der August übrigbleiben, wo die Schafbeweidung keinen Schaden anrichtet und indirekt diese Orchidee durch Bodenöffnung, Beseitigung des Filzes usw. sogar fördern kann (BÖHNERT & HAMMEL 1988:112). Beweidung zu anderen Zeitpunkten führt zu Bestandsrückgängen des Kleinen Knabenkrauts. Analog kann das Abweiden beispielsweise einer Larven-Fraßpflanze zur Unzeit zu Bestandeseinbrüchen wertvoller Faunenbestandteile führen.

2.1.1.1.7 Bedeutung der Hütform bei Schafbeweidung

Hüteschafhaltung

Effiziente extensive Triftweide ist in erheblichem Maß von Hütetechnik und Verständnis des Schäfers abhängig. Der hervorstechendste Unterschied zur Koppelhaltung ist bei dieser Hütform die Möglichkeit, Randbereiche nur sporadisch mitzubeweidern und durch eine gradientenartige Abstufung der Beweidungsintensität die typischen unscharfen, "weichen Übergänge" zwischen den Grünland- und Gehölzformationen der typischen Weidelandschaft zu schaffen.

Der Gefahr der selektiven Beweidung bei extensiver Triftweide auf großen Flächen kann durch Zusammenziehung der Herde in engem Verband entgegen gewirkt werden. Speziell vormittags, wenn die Tiere noch hungrig sind, ist auf diese Art gute, gleichmäßige Verbißintensität zu erreichen (WOIKE & ZIMMERMANN 1988: 11).

Koppelschafhaltung

Die allgemein verbreitete Form der Koppelschafhaltung mit Standbeweidung, also mit geringer Stückzahl über längere Zeiträume, weist folgende Risiken auf:

- Erhöhte Erosionsgefahr durch starke Trittschädigung der Krume;
- hoher Nährstoffeintrag durch Koten der Tiere auf der Fläche mit Konkurrenzvorteil für Arten des Wirtschaftsgrünlandes;
- Artenverarmung durch stark selektiven Verbiß.

Aus den genannten Gründen wurde Koppelschafhaltung in Form der Standbeweidung in Naturschutzkreisen bisher weithin abgelehnt.

Für die Pflege von Kalkmagerrasen wurde in den letzten Jahren eine andere Form der Koppelschafhaltung erprobt, die Umtriebsweide. Darunter versteht man die unbeaufsichtigte Beweidung umzäunter Portionsweiden mit festgesetzter Besatzdichte, wobei der Zaun, meist flexibler Elektrozaun, in re-

gelmäßigen Abständen versetzt wird. Charakteristika im Vergleich zur Standweide und Wanderschäferrei:

- Im Allgemeinen höherer Besatz bei gleichem Nahrungsangebot;
- Weidedauer meist nur wenige Tage mit längeren Erholungspausen dazwischen;
- i. d. R. gleichmäßigerer Verbiß, räumliche und zeitliche Steuermöglichkeiten;
- im Vergleich zur Wanderschäferrei geringerer Tritt;
- Schonungsmöglichkeit empfindlicher Bereiche (Orchideen bis zur Samenreife);
- Möglichkeit selektiven Verbisses in Problemzonen (Polykormone, Gehölzaufwuchs);
- Möglichkeit des Aussparens unbeweideter Randzonen als Refugien für bewegliche Kleintiere.

Inwieweit diese elegante Form der Beweidungslenkung auf Sandrasen-Ökosysteme übertragbar ist, bedarf dringend der experimentiellen Überprüfung (vgl. Kap. 5.3).

2.1.1.1.2 Pflegeeignung verschiedener Weideviehrassen

Traditionelle süddeutsche **Schafzassen** mit den Voraussetzungen für die Haltung in der freien Landschaft (lange Beine für raumgreifenden Schritt, harte, gegen Erkrankungen unanfällige Klauen sowie nicht zu hohes Körpergewicht) sind das Merinolandschaf als alte Landrasse mit gutem Marschvermögen und recht langen Beinen, außerdem als in ihrem Bestand bedrohte Regionalrasen Nordbayerns das Coburger Fuchsschaf, das Rhönschaf und das (Bayer)Waldschaf, wobei die beiden letzteren als Mittelgebirgsrasen auf Eignung im Flachland überprüft werden müßten. Nicht rassenreine Mischherden mit verschiedenen Einkreuzungen sind weithin verbreitet. Die letzten gegenwärtig beweideten Sandrasen werden hauptsächlich -wie etwa das Truppenübungs-gelände Hainberg bei Fürth - durch Schafe beweidet.

Zwar nicht in Süddeutschland beheimatet, dafür aber traditionell auf zumindest sandrasen-ähnlichen Vegetationsbeständen eingesetzt, wurde die aus der Lüneburger Heide stammende Gehörnte Graue Heidschnucke (vgl. SAMBRAUS 1987: 104). Die Gehörnte Graue Heidschnucke war das klassische Weideschaf der nordwestdeutschen Zwergstrauchheiden der Geest-Sandgebiete. Die Zwerg-Strauchheiden waren früher mit offenen Binnendünen und Silbergrasfluren durchsetzt. Speziell zur Pflege von Sandrasen und im Kontakt dazu befindlicher Sand-Zwergstrauchheiden bieten sich ursprüngliche, genügsame Schläge der Gehörnten Grauen Heidschnucke wie wohl keine zweite zur Wahl stehende Schafzasse an. Allerdings fehlen überraschenderweise auch zu dieser Schafzasse einschlägige, dokumentierte Pflegeversuche zum Management von Zwergstrauchheiden und Sandrasen. Ähnliches gilt für das von den westfriesischen Inseln stammende Texelschaf.

An **Ziegenrasen** sind lediglich die Bunte und die Weiße Deutsche Edelziege verbreitet; andere Ras-

sen sind meist nur als Einzeltiere oder in Zierhaltung im Gebiet vorhanden.

In Gegenden mit traditioneller Rinderbeweidung der Sandfluren erfolgte diese in der Regel extensiv durch **gehütete** Rinder. Zumindest die Alttiere der heute üblichen großrahmigen Hochleistungsrassen lassen sich nicht zur Magerrasen-Pflege einsetzen, da die Futterqualität der Magerrasen hierfür nicht ausreicht (LUTZ 1990). Diese Rassen lassen sich allenfalls als Jungvieh zur Magerrasen-Beweidung heranziehen. Vielversprechende Versuche zur Regenerierung von Magerrasenbrachen gibt es mit genügsamen, zur extensiven Freilandhaltung geeigneten Rinderrassen angelsächsischer Herkunft wie Schottisches Hochlandrind, insbesondere aber Galloway (vgl. LPK-Band "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen, Kap. 2.1.1.3).

2.1.1.2 Gemischte Nutzungsformen

Es führt kein Weg an der Erkenntnis vorbei, daß ein wesentlicher Charakterzug traditioneller Nutzungsformen ihre Vielgestaltigkeit war. Gegründet auf profunde Standortkenntnis und Erfahrung hinsichtlich des Witterungsverlaufs und der daraus resultierenden Nutzungsmöglichkeiten und -zwänge wurden früher eben nicht stets "stur" dieselben Nutzungen zum gleichen Zeitpunkt vorgenommen, sondern ein gewöhnlich beweideter Sandrasen mag in nassen Jahren durch Heu- oder Streuschnitt die Verluste anderswo ausgeglichen haben oder auch gelegentlich für ein Jahr umgebrochen worden sein.

Solche Kombinationen von Nutzungen sind prinzipiell auch als Pflegeverfahren zeitlich staffelbar, also auf derselben Fläche nacheinander durchführbar. Ebenso sind räumliche Staffelungen möglich, wobei innerhalb eines größeren Kontexts die verschiedenen Nutzungen (bzw. Pflegeverfahren) auf benachbarten Flächen erfolgen.

Abfolgen, wie die Acker-Weide-Wechselnutzungen unter Obstzeilen am Untermain, können auf Dauer weder durch Mahd noch durch Umbruch oder Beweidung für sich allein in ihrem Charakter erhalten werden. "Einzelmaßnahmenpflege" wie beispielsweise regelmäßiger Umbruch ohne Aufdüngung kann in solchermaßen geprägten Sand-Lebensräumen lediglich als Erhaltungsmaßnahme für *Mibora minima*, *Androsace elonyata*, etc. wirken.

2.1.2 Weitere Pflegeformen

(Bearbeitet von B. Quinger)

In diesem Kapitel werden Pflegeformen und Nutzungstypen besprochen, die den traditionellen sandrasenprägenden Nutzungen nicht zugeordnet werden. Auch einige früher nur als Zwischennutzungen übliche Bewirtschaftungsformen wie die Mahd oder Entbuschung werden in dieses Kapitel eingereiht.

2.1.2.1 Mahd

Mahd stellte auf Sandrasen-Ökosystemen früher allenfalls eine gelegentlich durchgeführte Zwischennutzung dar. Sie wurde verschiedentlich als vorläu-

fige Ersatzmaßnahme anstelle von Beweidungen vorgeschlagen. So hätte sie auf geschlossenen Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen nach Möglichkeit 1x jährlich oder auch nur alle 2 Jahre in den Herbstmonaten durchgeführt werden sollen (vgl. hierzu JECKEL 1984: 143). Erste Erfahrungen haben jedoch gezeigt (JECKEL 1991, mdl.), daß die Mahd schon nach wenigen Jahren zur Arten-Verarmung der Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen führt. Die Mahd setzt vor allem den Halbsträuchern wie z.B. dem Sand-Thymian (*Thymus serpyllum*) stark zu, die bei Beweidung durch den selektiven Verbiß gefördert werden. Aber auch *Sedum*-Arten und viele Lückenspioniere wie z.B. *Cerastium*-Arten, die sich in Trittsstellen gerne ansiedeln, gehen sehr rasch zurück. Dagegen werden allgemeine Magerrasen-Arten wie Rotschwingel (*Festuca rubra*) und Rot-Straußgras (*Agrostis tenuis*) gefördert. Das Ergebnis ist eine Tendenz zu relativ unspezifischer Silikatmagerrasen-Vegetation unter Zurückdrängung des angestammten Arteninventars. Auch bereits in die Sandrasen-Bestände eingedrungene Fettwiesenarten werden durch Mahd noch gefördert, solange ihr Nährstoffbedarf gedeckt ist.

Als Pflegeverfahren bietet sich die Mahd zur Bekämpfung des Land-Reitgrases und der Kanadischen Goldrute an. Nach dem phänologischen Verhalten dieser herdenbildenden Problemarten zu schließen sind bei Doppelmahd, vorgenommen im späten Juni sowie in der zweiten Augushälfte, die nachhaltigsten Bekämpfungserfolge zu erwarten. Da die Behandlung von Sandflächen, die mit *Calamagrostis*- und *Solidago*-Herden befallen sind, eher eine Renaturierungs- als eine Pflegemaßnahme darstellt, erfolgen weitere Ausführungen zur Bekämpfung von *Calamagrostis epigeios* und *Solidago canadensis* im Kapitel 2.5.1.5, S.146).

Ebenso kann an ruderalisierten und eutrophierten Stellen, an denen die Sandrasen-Vegetation bereits verdrängt ist, zweimal im Jahr gemäht werden, um Aushagerungen zu erreichen. Nähere Ausführungen zur Thematik Ausmagerung durch Mahd-Management sind Gegenstand des Kapitels 2.5.1.2.1, S.139).

Geringe Druckbelastungen des Sandbodens bei Mahd-Ausübung gewährleisten Mahd mit Motorsense oder leichten Balken-Einachsmähern.

Keine dokumentierten Erfahrungen liegen bisher zu den Auswirkungen des **Mulchens** auf Sandrasen vor. Durch den Schnitt ähnelt es in den Auswirkungen der Mahd und hält das Gelände vor Gehölzaufwuchs offen. Da das Mähgut jedoch nicht abgeräumt wird, unterbleibt beim Mulchen die für die Mahd bezeichnende Biomassen- und Nährstoffabschöpfung. Mittelfristig ist wegen des Liegenlassens des Schnittguts mit verstärkter Humusbildung im Oberboden zu rechnen. Die Humusbildung trägt gerade auf Sandböden zur Erhöhung des Sorptionsvermögens und somit zur allmählichen Aufdüngung des Standorts bei. Die bei Mahd zu beobachtende Vegetationsentwicklung hin zu unspezifischen, bodensauren Rasen und weg von Sandrasen dürfte beim Mulchen noch verstärkt zur Wirkung kommen. Langfristig ist

bei Mulch-Management die Entwicklung halbfettwiesen-artiger Rasenbestände auf Sand zu erwarten.

2.1.2.2 Entbuschungen und Abholzungen

Entholzungsmaßnahmen gelten in Sandrasen-Ökosystemen hauptsächlich der **Kiefer**, seltener auch der **Robinie**, der **Späten Traubenkirsche**, der **Birke** und der **Zitter-Pappel**.

Die Bekämpfung der **Kiefer** ist prinzipiell nicht schwierig, da sich die Fällung für das betreffende Individuum stets letal auswirkt. Ältere Kiefern können auch per Seilzug mit den Wurzeln aus der Fläche entfernt werden, ohne sie dabei befahren zu müssen. Wie bei der **Birke** ergeben sich bei der Kiefer Probleme durch das Aufkommen flächigen Aufwuchses in unzähligen Exemplaren, sofern entsprechende Samenbäume in günstiger Entfernung stehen.

Wesentlicher Gesichtspunkt ist hierbei das rechtzeitige Entfernen von Gehölzaufwuchs im mehrjährigen Turnus, da der Aufwand mit längerer Dauer erheblich ansteigt und bei erfolgter Anreicherung des Oberbodens mit Rohhumus die Entholzung allein nicht ausreicht. In den ersten Jahren gelingt die Entfernung noch durch Herausziehen per Hand, was wegen der anreichernden Wirkung des sonst im Boden verbleibenden, verrottenden Wurzelmaterials dem später notwendigen Abhacken gegenüber vorzuziehen ist.

Mit einem bloßen Abhieb allein ist ein unerwünschtes Gehölz oft nicht im Zaum zu halten, geschweige denn zu entfernen, wenn es über ein gutes Stockausschlagvermögen verfügt. Dies gilt insbesondere für Gehölze, die in der Lage sind, Wurzelsproß-Kolonien zu bilden.

Zu den am schwierigsten zurückzudrängenden und nachhaltig zu entfernenden Gehölzen auf Sandrasen gehört die **Robinie**. Ein bloßes Abschlagen der Stämme und ein einmaliges Abschneiden der Stockausschläge führen nach KOHLER (1964: 15) ebensowenig zum Erfolg wie ein Zerhacken der flachstreichenden Hauptwurzelmasse, die eine intensivierte Wurzelbrutbildung zur Folge haben kann. Zweimaliges Nachschneiden der Austriebe während der Vegetationsperiode im späten Juni und in der zweiten Augushälfte über mehrere Jahre hinweg bietet noch die beste Gewähr für einen nachhaltigen Vernichtungserfolg. Von der ebenfalls polykormonbildenden **Schlehe**, die allerdings auf Sandrasen-Brachen keine Rolle spielt, ist bekannt, daß eine derartige Vorgehensweise zu einer vollständigen Abtötung der Schlehen-Polykormone innerhalb von fünf bis sechs Jahren führt (vgl. LPK-Band II.1 "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen", Kap. 2.1.2.3.1). Nachschneide-Aktionen der Polykormone erfordert auch die **Zitter-Pappel**, die nach Fällung sofort Wurzelsproß-Austriebe bis in 15 Meter Abstand vom Mutterbaum bildet.

Ähnliche Schwierigkeiten wie die Bekämpfung der Robinie bereitet auch die Beseitigung der **Späten Traubenkirsche** (*Prunus serotina*) (vgl. STARFINGER 1988: 51 ff.). Ein bloßes Absägen der Bäume, ohne die Stümpfe weiter zu behandeln, führt zu

keiner nachhaltigen Schädigung dieses Gehölzes. Es stellen sich in kurzer Zeit vielfache Stockausschläge ein, die eine dichtere Schicht bilden als die Kernwüchse, noch schwerer zu bekämpfen sind, schneller wachsen und wahrscheinlich mehr Früchte produzieren. Junge Sträucher können bis zu einer Höhe von 1 bis 2 Meter in der Regel gut mit der Hand ausgerissen werden, besonders wenn Auflagehumus vorhanden ist. Zum Teil wurde hierfür in Holland ein spezielles Werkzeug eingesetzt, der "Folsche Prunusrooier" (vgl. STARFINGER 1988: 51). Eine dichte Grasschicht kann das Ausreißen sehr erschweren. Da im Boden verbleibende Wurzelreste ausschlagen können, ist diese Methode nur sinnvoll, wenn eine Nachbehandlung durchgeführt wird, sonst ist nach einigen Jahren kein Effekt erkennbar.

Ebenfalls unbefriedigend verliefen Bekämpfungsversuche mit Herbiziden wie 2,4,5-T-Ester, die Wiederholungen notwendig machten und zudem neben der Späten Traubenkirsche auch andere Laubbaumarten abtöteten.

Seit einigen Jahren werden Versuche durchgeführt, *Prunus serotina* mit dem Pilz *Chondrostereum purpureum* zu bekämpfen. Dieser Pilz ist einheimisch und lebt saprophytisch auf verschiedenen Laubbaumarten. Auf Arten der Gattung *Prunus*, sowohl Wild- als auch Kulturpflanzen, kann er auch parasitisch wachsen und die Bleiglanzkrankheit verursachen. Zur Bekämpfung der Späten Traubenkirsche wird der Pilz als "biologisches Herbizid" eingesetzt. Dazu werden die Bäume und Sträucher abgesägt und Pilzmycel auf die Schnittflächen aufgetragen. Die so behandelten Bäume sterben ab. Wiederholungen der Behandlung sind nach einigen Jahren unbedingt notwendig, um den Erfolg sicherzustellen. Sonst stellt sich *Prunus serotina* über auskeimende Samen, Stubben, Wurzelstücke oder einzelne überlebende Exemplare wieder auf der Abräumungsfläche ein.

2.1.2.3 Abflämmen

Das auf Rainen und Stoppeläckern in vielen Gegenden trotz Verbotes praktizierte Abflämmen von Altgrasfluren wurde in den frühen 70er Jahren von TÜXEN (vgl. ZIMMERMANN 1979: 449) zur Diskussion gestellt und bis in die frühen 80er Jahre auf seine Eignung untersucht (z.B. von ZIMMERMANN 1979, SCHIEFER 1981, WEGENER & KEMPF 1982). Die Untersuchungen fanden vorwiegend auf Kalkmagerrasen-Brachen, seltener auch auf Brachen von bodensauren Magerrasen statt. Sandrasen wurden in derartige Untersuchungen nicht mit einbezogen. Ganz allgemein wurden beim Abflämmen von Magerrasen folgende Ergebnisse erzielt.

- Durch Brennen erfolgt eine deutliche Selektion auf Arten mit Rhizomen, unterirdischen Ausläufern und Pfahlwurzeln. Mit anderen Worten, die am Verfilzen von Sandrasenbrachen beteiligten Problempflanzen werden durch diese Maßnahme eher gefördert. Holzpflanzen werden vielfach nur vorübergehend geschwächt.
- Geschädigt werden vor allem Rosettenpflanzen und Horst-Hemikryptophyten. Zu den nicht oder

wenig feuerresistenten Pflanzenarten der Kalkmagerrasen (vgl. LPK-Band II.1 "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen", Kap. 2.1.2.2) zählen eine ganze Anzahl von am Aufbau konsolidierter Sandrasen beteiligter Pflanzenarten wie Arznei-Quendel (*Thymus pulegioides*), Rot- und Schafschwingel (*Festuca rubra* und *Festuca ovina* agg.), Feld-Hainsimse (*Luzula campestris*) etc..

- Das Brennen wirkt sich ähnlich aus wie ungerichtete Sukzession (SCHIEFER 1981: 206).
- Das Flämmen führt zu einer starken, unmittelbaren Reduktion der Mooschicht (DURING 1990 b).
- Flächiges Flämmen führt bei tierischen Dauerstadien wie Insektenpuppen und Insektenlarven, die in Stengeln, Blütenköpfen und dergleichen überwintern, zu erheblichen Verlusten.
- Abbrennen kann entgegen einem weitverbreiteten Vorurteil zu Nährstoffabschöpfungen führen.

Es spricht einiges dafür, daß auf Sandrasen-Brachen mit ähnlichen Auswirkungen zu rechnen wäre. Die Bevorzugung von Rhizomgeophyten gegenüber Rosettenpflanzen und Hemikryptophyten würde in einer analogen Weise stattfinden, ebenso wären dieselben gravierenden Schädigungen der Kryptogamenschicht sowie der Überwinterungshabitats von Kleintierarten zu erwarten.

In Bayern ist das Abbrennen naturnaher Flächen nach Art. 2 Abs. 1 Bayer. Naturschutz-Ergänzungsgesetz (1962) und nach Verordnung Nr. 7879-618-23490 vom 30.07.1990 (AllMBI. Nr. 19/1990) grundsätzlich verboten.

2.1.2.4 Anlage von Pionierflächen

Früher wurden auf den weit größerflächigeren Sandrasen offene Pionierflächen durch die Schaftriftweide, bäuerliche Sandentnahme und andere Nutzungen immer wieder neu geschaffen oder sogar permanent offengehalten. Findet keine Beweidung mehr statt, so wachsen die Offensand-Stadien allmählich zu, ohne daß sie heute in ausreichendem Maße an anderen Orten neu entstehen können. Besonders rasch erfolgt das Verschwinden der Offensande, wenn durch Umräumung der Sandrasen mit Aufforstungen oder Schlagfluren die Kraft des Windes stark reduziert wird und Windanrisse an Dünen und Böschungskanten nicht mehr neu auftreten.

Das gezielte Anlegen von Pionierflächen eröffnet die Möglichkeit, dem allmählichen Verschwinden der Offensandflächen entgegenzuwirken.

Die Abräumung von Kiefernforsten erfordert - um vegetationsfreie und vegetationsarme Sande entstehen zu lassen - fast immer die Entfernung der seit der Aufforstung zwischenzeitlich entstandenen Rohhumus- und Trockenmoderauflagen. Durch Streurechen oder durch schaufelweises Abplaggen ist die Entfernung der Humusdecken nahezu voll-

ständig möglich. Das Abheben des Sandes unterhalb der Grenzschicht Humusdecke/Sandboden erfolgt bei einer derartigen Abplaggen im Handschaufelverfahren normalerweise höchstens bis in 2-5 cm Tiefe, sehr selten tiefer.

Das Streurechen begünstigt Pflanzenarten insbesondere der lichten Sand-Kiefernwälder, denen durch zunehmende Trockenmoder- und Rohhumusbildung allmählich die Existenzgrundlagen entzogen werden. Insbesondere die Kennarten der Wintergrün-Kiefernwälder (vgl. Kap. 1.4.2 und 1.4.3.7.1) profitieren davon, wenn ihnen durch Streuabrechen wieder mineralische, humusarme Sandböden angeboten werden. Auf Streurechen in den Offenstetter Dünen reagierten unter anderem die vom Aussterben bedrohten und stark gefährdeten Sand-Kiefernwaldpflanzen *Chimaphila umbellata*, *Pulsatilla vernalis* und *Diphysium complanatum* agg. positiv (vgl. Kap. 1.4.2 und SCHEUERER et al. 1991).

Das "Bodenabheben" stellt zudem eine Pflegemöglichkeit dar, stark eutrophierte Teilflächen in Sandrasen rasch zu beseitigen. Zu diesem Zweck muß der humusführende Bodenhorizont (A_h-Horizont), in dem die Nährstoffe hauptsächlich gebunden sind, abgetragen werden.

Ausgedehnte Pionierflächen können beim gewerblichen Sandabbau entstehen, die sogar den Flächenbedarf so anspruchsvoller Tierarten wie der Blauflügeligen Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleans*) (vgl. Kap. 1.5.2.3.2) und des Brachpiepers decken können. In flach abgeschobenen, sehr ausgedehnten Sandabbauen des Flutungsgebietes des Brombachspeichers befanden sich seinerzeit die wohl bedeutendsten Vorkommen der Blauflügeligen Sandschrecke in Bayern (vgl. auch PLACHTER 1985: 78).

2.1.2.5 Beeinflussung der Windverhältnisse

Durch Abholzungen können nicht nur unerwünschte Aufforstungen und Verwaldungen beseitigt, sondern auch die Windverhältnisse im Sinn der Sandrasen-Förderung gezielt beeinflusst werden. Die Steigerung von Windgeschwindigkeiten und von Wirbelungseffekten stellt für Sandrasen-Ökosysteme einen wichtigen Erhaltungsbeitrag dar. Aufwehung von Feinsand und Abwehung von Streu sind Erhaltungsvoraussetzung der Silbergrasfluren.*

Durch eine verstärkte Tätigkeit des Windes können Böschungsanrisse, Dünenausblasungen u.dgl. neu entstehen bzw. über längere Zeiträume offen gehalten werden. Ihren Sandrasencharakter können Binnendünen auf Dauer nur bewahren, wenn sie nicht nur als vom Wind abgeschirmte kleine Lichtungen (heutiger Zustand der Siegenburger und Offenstetter Dünen!), sondern zusammen mit ihrem Umfeld offen gehalten werden.

* Nach POTT & HÜPPE (1991: 134) bewirkten die Orkane des Frühjahrs 1990 erhebliche Vergrößerungen der Flächenanteile von Sandtrockenrasen im "Borkener Paradies", einer Hudelandschaft im Emstal bei Meppen.

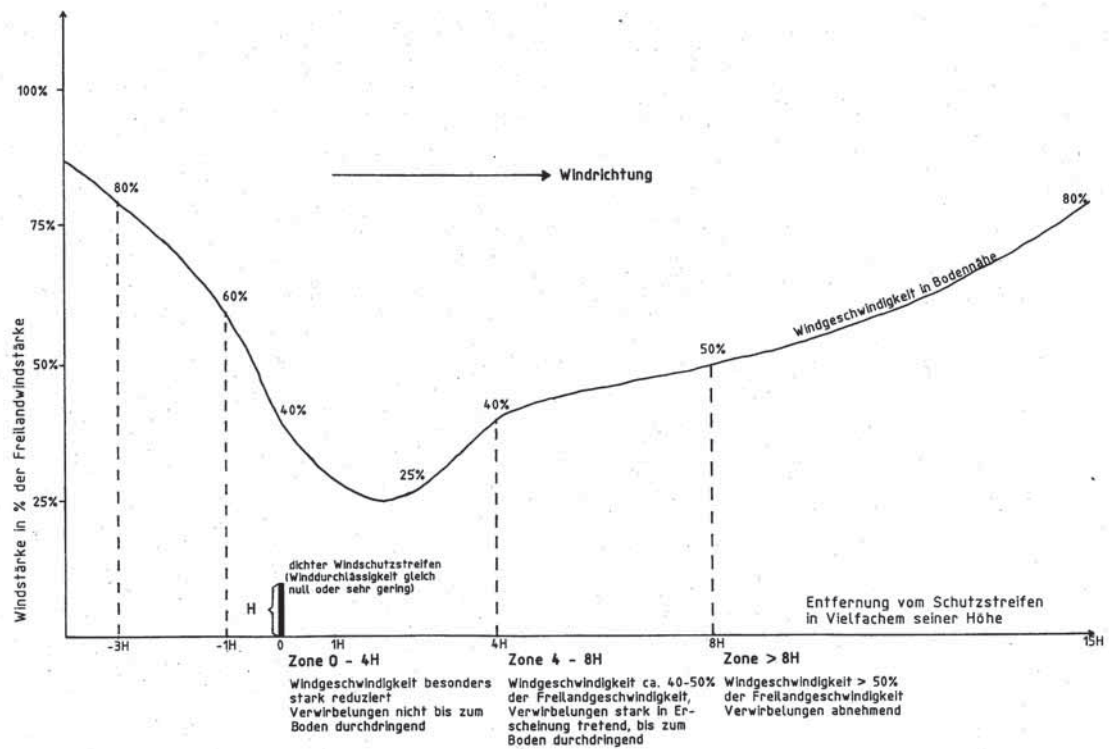


Abbildung 2/1

Beeinflussung der Windgeschwindigkeit und Erzeugung von Verwirbelungen durch dichte Windschutzstreifen (nach van EIMERN & HÄCKEL 1979)

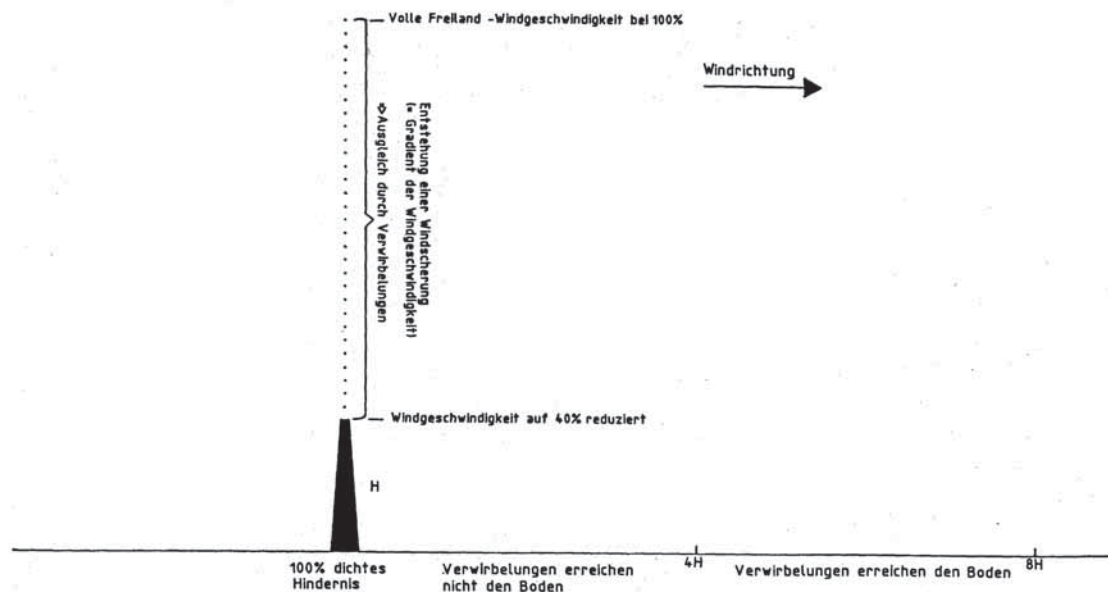


Abbildung 2/2

Entstehung der Windscherung oberhalb von Hindernissen wie Windschutzstreifen

Ein geschlossener Hochwald auf der LUV-Seite eines offenen Sandrasens wirkt wie ein dichter oder mäßig dichter Windschutzstreifen. Nach v. ELMERN & HÄCKEL (1979: 213 f.) entsteht hinter einem dichten Windschutzstreifen im Bereich von Null bis 4facher **Windstreifenhöhe** (= **H**) die stärkste windschwächende Wirkung, wobei Reduktionen bis auf 25% der Freiland-Geschwindigkeit erfolgen können. Zudem dringen in diesem Abstandsbereich die Verwirbelungsschleppen nicht bis auf den Boden vor (vgl. Abb. 2/1, S. 115).

Die Verwirbelungen sind eine Folge der Windscherung (= sehr starke Zunahme der Windgeschwindigkeit) oberhalb des Hindernisses (vgl. Abb. 2/2, S. 115).

In größeren Entfernungen erreichen die Winde allmählich wieder Freilandstärke; die Verwirbelungen treten weniger in Erscheinung. Ab 20-25 H nach dichten Hindernissen hört die windschwächende Wirkung auf. Bei einem lockeren Windschutz liegt die Zone der stärksten Windschwächung bei 4-8 H. Die Geschwindigkeit unterschreitet dabei nicht 30% der Freilandgeschwindigkeit. Bei 30-40 H wird hinter "lockeren" Hindernissen die ungeschwächte Windstärke wieder erreicht. In der Praxis bedeutet dies: Grenz unmittelbar an die LUV-Seite einer offenen Sandflur ein Kiefernforst von 20 Meter Höhe an ("Windstreifenhöhe" = 20 Meter), so ist bis auf eine Entfernung von 150 Metern (= 7,5 H) eine Rodung dieser Kiefernwälder wünschenswert, um die offenen Sandfluren wieder stärkeren Windgeschwindigkeiten auszusetzen und vor allem die oft sehr heftigen und böenartigen Verwirbelungen auf sie zu lenken.

Auch auf der Lee-Seite ist es zu diesem Zweck erforderlich, die Kiefernforsten mindestens auf das Doppelte ihrer Höhe abzuräumen; in unserem Beispiel also auf 40 Meter breite, da bereits unmittelbar vor einem Wind-Hindernis eine starke Reduktion der Windgeschwindigkeit eintritt. Bei einem Abstand von 1 H liegt sie nur noch bei etwa 60% der Freilandgeschwindigkeit, am Hindernis selbst bei ca. 40%*.

Als ergänzende Maßnahme können in Hauptwindrichtung einige Schneisen durch Kiefernforste geschlagen werden. Wird ein Windhindernis an einigen Stellen durchbrochen, so entstehen dort Düsenwirkungen, wobei sehr hohe Windgeschwindigkeiten erzielt werden können. Die Bewindung der Sandrasen kann durch geschickte Steuerung des Düseneffekts sehr verstärkt werden.

2.1.2.6 Kontrollierte Brache

Als passive Pflegemethode stellt sich das kontrollierte Brachfallen-Lassen zur Wahl. Das Brachfallen kann zunächst mit einer Erhöhung der Artenzahlen einhergehen, was den Anstieg seltener und gefähr-

deter Arten durchaus miteinschließt. Das Ausbleiben des "Pflegestreibes" kann zunächst zum Anstieg von bestimmten gefährdeten Tier- und Pflanzenarten führen, die gegen das gewählte Grundpflegerverfahren, wie zum Beispiel die Sandstrohlblume (vgl. Kap. 1.4.2) gegen Schafbeweidung, teilempfindlich sind. Günstige Entwicklungen der Populationsstärken gefährdeter Tier- und Pflanzenarten lassen sich in Brachen jedoch nur solange beobachten, als die Sukzession die Standortverhältnisse für die betrachtete Pflanzenart bzw. die Habitatstrukturen für die ins Auge gefaßte Tierart nicht in einer ungünstigen Weise verändert.

Auf Kalk-Halbtrockenrasen und bodensauren Magerrasen überlebt sich Kontrollierte Brache zumeist schon nach etwa fünf Jahren, so daß ein Abbruch der Auflassungsphase zumindest für die Durchführung einer "Zwischenpflege" geboten ist. Zu Sandrasen liegen diesbezüglich noch keine dokumentierten Erfahrungen vor. Allerdings ist bei langfristiger Anwendung der Kontrollierten Brache mit Einlegung von "Zwischenpflege" damit zu rechnen, daß die gerade für intakte Sandrasen charakteristischen Vegetationslücken allmählich verschwinden.

2.1.3 Bewertung der Pflegemaßnahmen

(Bearbeitet von N. Meyer und B. Quinger)

Die Beurteilung von Pflegemaßnahmen muß zunächst von der Klärung der Frage ausgehen, ob sie geeignet sind, den dauerhaften Erhalt des zu pflegenden Lebensraumtyps oder -typenkomplexes zu sichern. Zu den Grunderfordernissen der Sandrasen-Pflege gehören:

- 1) Verhinderung von Filz und Gehölzaufwuchs;
- 2) die Neuentstehung von Offensandstandorten;
- 3) die Verhinderung der allmählichen Aufeutrophierung.

Zum Erreichen dieser Kernziele, ohne die der Erhalt funktionsfähiger Sandrasen-Ökosysteme auf Dauer nicht zu bewerkstelligen ist, greift jedes Bewertungsschema zu kurz, das sich mit der Einteilung der einzelnen möglichen Pflegeformen in "besser - schlechter" oder gar in "geeignet - ungeeignet" zufriedengibt. In vielen Fällen wird man zur Erreichung der Pflegeziele mehrere Pflegeformen auf einer Fläche kombinieren müssen. Dies kommt nicht zufällig meist auch der traditionellen Nutzung recht nahe.

Wenn die Auswahl der Pflege auch auf die Aspekte der Landeskultur und des Erhalts typischer Kulturlandschaftsbilder abgestimmt sein soll, sind die Grund-Pflegeformen durch die gebietstypischen Traditionen landschaftsprägender Nutzungsformen bereits weitgehend vorgegeben. Es hat wenig Sinn, bestimmten Pflegemethoden pauschal den Vorzug

* Die Anlage von Kahlschlägen zur Verbesserung der Windverhältnisse kommt dem Lichtungsbrüter Ziegenmelker (vgl. Kap. 1.5.2.1) zugute!

vor allen anderen zu geben oder völlig "neue Wege zu gehen".

Ein zielführendes Vorgehen bei der Auswahl der Pflegemaßnahmen ist die Bewertung nach ihrer Eignung, jene Problemarten in Schach zu halten, die mit ihrer Ausbreitung zur Degradation oder sogar zur allmählichen Vernichtung der Sandrasen-Lebensräume führen.

Die häufige Ausrichtung von Pflegeplanungen auf das Fortkommen bestimmter seltener und wertbestimmender, oft auch attraktiver Pflanzen- und Tierarten durch gezieltes "Biotop-Management" ist zur Rettung von extrem bedrohten Restpopulationen zwar durchaus legitim und angesichts der angespannten Bestandssituation vieler Sand-Organismen auch kam zu vermeiden. Es muß jedoch sichergestellt sein, daß eine Pflege stattfindet, die auf die Erhaltung des gesamten Sandrasen-Lebensraumes abzielt.

Andernfalls besteht die Gefahr, daß kurzfristiges Ansteigen der Populationsgröße von Einzelarten aufgrund des Ausbleibens von Pflegestreuß erkaufte wird mit der mittelfristigen Veränderung der klimatischen und strukturellen Verhältnisse und damit letztlich mit dem Verlust des Lebensraumes auch für die zunächst geförderte Art.

Das Dilemma, das sich aus dem Vorkommen mehrerer stark bedrohter Arten auf einer Fläche ergibt, die in ihren Pflegebedürfnissen konträr zueinander gelagert sind, weist deutlich auf den Reliktcharakter der bestehenden Sandrasen-Ökosysteme hin. Letztlich ist der Erhalt des Gesamt-Arteninventars der Sandrasen auf kleinen Restzwickeln nicht möglich. Nur auf ausreichend großen Flächen kann das mögliche Nebeneinander der verschiedenen Stadien des örtlich möglichen Sandrasen-Kontinuums angestrebt werden.

Bei der Wertung der Pflegeformen wird die Reihenfolge der vorstehenden [Kapitel 2.1.1](#) (S.105) und [2.1.2](#) (S. 112) eingehalten.

Schafbeweidung

Die Schafbeweidung kann als wichtigste klassische Nutzungsform grundlegend wichtige Beiträge zum Erhalt der Sandrasen leisten. Zu ihrer Entstehung auf die Beweidung angewiesen sind beispielsweise die geschlossenen Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen (ARMERIO-FESTUCETUM). Darüber hinaus sorgt der Viehtritt immer wieder für Bodenverwundungen, so daß sich dem Wind neue Angriffsflächen für Sandumlagerungen bieten und so offene Stellen wie Hang- und Dünenanrisse entstehen. Ohne Beweidung setzt die Bewaldung der Sandfluren mit der Kiefer bereits auf dem Niveau der reifen Silbergrasbestände und der Halbschlußstadien ein, gelegentlich werden sogar humusarme Offensande von der Kiefer besiedelt (vgl. [Kap. 2.2.1.3.1](#), S.123). Bedeutsam ist die Beweidung vor allem auch bei der Überführung von Ackerbrachen in Sandrasen, die durch Mahd nicht zufriedenstellend gelingt.

Die Artenschutzfordernisse von ausreichendem Gehölzrückbiß bei sicherer Biomasseabschöpfung und erträglicher Trittbelastung werden wohl am ehe-

sten erfüllt, wenn die Beweidung nur kurzfristig mit großer Kopffzahl und in größeren zeitlichen Abständen erfolgt. Voraussetzung dafür sind allerdings umfassende Triftweidesysteme aus benachbarten Sandrasen mit Weidekorridoren bzw. ein kleinräumig differenzierter Weidegang innerhalb größerer Einzelflächen. Hierfür stehen die notwendigen Flächengrößen jedoch fast nirgendwo mehr zur Verfügung (vgl. [Kap. 3.4.1](#)).

Gehölzrückbiß läßt sich nicht durch Schafweide allein erzielen. Hilfreich wirkt sich das Mitführen einiger Ziegen in der Schafherde aus. Auch das Mitführen einiger Ziegen kann jedoch Weidepflege in Form von Entbuschungsmaßnahmen zumeist nicht völlig ersetzen.

Normalbeweidung erfolgt, wenn eben der Zuwachs an Biomasse abgeschöpft wird. Sie wahrt durch die Schonung der Produktivität der Weidefläche die Nachhaltigkeit der Nutzung und stabilisiert relativ artenreiche Bestände.

Scharfe Beweidung erfolgt mit sehr hohem Besatz und/oder über sehr lange Besatzzzeiten. Sie bewirkt einen Rückgang der Produktivität der Fläche und die Entstehung von Vegetationslücken. Längere Überweidungsdauer führt darüber hinaus zum Rückbiß beweidungsempfindlicher Pflanzen und Gehölze, zur Anreicherung von Weideunkräutern und Ausbildung von Störstellen an den Lagerstellen. Generell gilt: je stärker die Beweidung, desto artenärmer die Fläche.

Zu flüchtige Beweidung, die die Biomasse nicht ausreichend abschöpft, führt zu Filzbildung und Vorrücken von Gehölzen (Weiterlaufen der Sukzessionsprozesse) sowie zur temporären Förderung beweidungsempfindlicher "Saum"-Arten. Der Verbiß erfolgt ausgesprochen selektiv. Auf Dauer lassen sich mit einer derartigen Beweidung die Sandrasen nicht erhalten. Das vorsichtige Auftreiben der Schafe für höchstens 2-3 Tage dürfte zumindest für produktive Sandrasen (Sandgrasnelkenrasen) auf bereits konsolidierten, humosen Sanden gerade ausreichen. Umgekehrt können besonders weideempfindliche Arten schon durch diesen kurzzeitigen Auftrieb erheblich geschädigt werden, wie das Beispiel der Sandstrohlblume (*Helichrysum arenarium*) zeigt.

Die Erzielung einer gleichmäßigen Verbißwirkung bei gleichzeitig erträglicher Trittbelastung ist gut gewährleistet bei nur kurzfristig, aber mit großer Kopffzahl erfolgreicher Beweidung in größeren zeitlichen Abständen. Diese Voraussetzungen werden gut erfüllt von Triebweide in engem Gehüt, aber auch durch Umtriebsweide, einem Typ der Koppelhaltung mit kurzer, intensiver Beweidung abgeäunter Teilflächen und Nachtpferch außerhalb der Fläche.

Inwieweit diese elegante Form der Beweidungslenkung auf Sandrasen-Ökosysteme übertragbar ist, muß noch experimentiell überprüft werden. Koppelhaltung in Form von Standweide hingegen führt wegen starker Eutrophierung und übermäßiger Trittbelastung der Flächen zu schweren Schädigungen und letztlich zum Verlust ihres Magerrasen-Charakters.

Die Wahl des Beweidungszeitraums hat wesentlichen Einfluß auf das Erreichen verschiedener Schutzziele. Beweidung durch Schafe während der Monate Mai, Juni und Juli führt bei ausreichender Besatzleistung in der Regel zu zufriedenstellender Entnahme der aufgewachsenen Biomasse. Konflikte mit dem Schutz beweidungsempfindlicher Pflanzen können durch zeitliches Ausweichen vermieden werden. *Orchis morio* etwa wird durch Beweidung von April bis Juni und ab Ende August geschädigt, während Beweidung im Juli und August vertragen wird.

Die Beweidung von flechtenreichen Sandrasen oder *Helichrysum*-reichen Beständen ist leider keineswegs unproblematisch, da sie die Sand-Strohblume empfindlich schädigen kann. Von *Helichrysum arenarium* wird "Kontrollierte Brache" mit Weideabständen von mehreren Jahren wesentlich besser vertragen als regelmäßige Beweidung.

Bewährt zur Sandrasen-Pflege haben sich genügsame Schläge des Merino-Landschafs. Besonders geeignet für die Beweidung von Sandrasen und von sandigen Zwergtrauchheiden sind mutmaßlich ursprüngliche Schläge der Grauen Gehörnten Heidschnucke, die aus der Lüneburger Heide stammt.

Für jeden, der Magerrasenpflege durch Schafweide betreiben will, ist es selbstverständlich, die Nachtpferch wegen ihrer starken Eutrophierungswirkung außerhalb des eigentlichen Pflegebereichs durchzuführen. Die Nachtpferch bewirkt auf Magerrasen gleich welcher Art Standortveränderungen und nachhaltige Beeinträchtigungen, die ggfs. nach Art. 6d1 BayNatSchG erlaubnispflichtig sind.

Beweidung mit Rindern, Ziegen und Pferden

Extensive **Rinderweide** auf sandigen Streuobstwiesen mit Grasnelkenfluren wird nach HARTLAUB (1991 mdl.) im Lkr. MIL aktuell noch praktiziert und führt zu keinen schwerwiegenden oder auffälligen Beeinträchtigungen. Die Beweidung erfolgt durch fünfzehn Rinder zweimal pro Jahr für je eine Woche auf einer mehrere Hektar großen Einzäunung (vgl. LPK-Band II.5, "Lebensraumtyp Streuobst", Kap. 2.1.1.1.2.2). Wichtig ist die Einhaltung kurzer Besatzzeiten und die Verwendung möglichst anspruchsloser, leichtgewichtiger Tiere.

Rinderweide in hoher Besatzdichte und vor allem mit langen Besatzzeiten führt hingegen zu erheblicher Degradation der Magerrasen. Die Beimischung von **Ziegen** in Schafherden zur Verstärkung des Verbisses von Weideunkräutern und besonders von Gehölzen hat sich bewährt.

Pferdestandweide wirkt per se stärker standortverändernd als die der anderen zur Wahl stehenden Weidetiere. Zur Sandrasenpflege kann die Pferdestandweide allenfalls kurzzeitig Beiträge leisten. Ältere Pferdekoppeln auf Sand zeigen (eigene Beobachtung) neben geringen Deckungsgraden auch Anreicherung mit Nährstoffzeigern, wie Borstenhirse.

Pferde sind wegen ihres vehementen Tritts und Verbisses bestenfalls als befristet eingesetzte Weidetiere vertretbar, um einen "sanften Umbruch" für dege-

nerierte, weitgehend verwachsene Sandrasen herbeizuführen. Auch kurzfristige Standweide scheint praktikabel, da Pferde dazu neigen, die Eutrophierung auf eine Stelle zu konzentrieren. Es fehlen jedoch für eine entsprechende Empfehlung Erfahrungen aus der Praxis.

Gemischte Nutzungsformen

Abfolgen wie die Acker-Weide-Wechselnutzungen unter Obstzeilen am Untermain sind auf Dauer weder durch Mahd noch durch Umbruch oder Beweidung für sich allein in ihrem Charakter zu erhalten. Bestenfalls auf bestimmte Arten abgestellte Pflegekonzepte sind mit einseitiger Pflege organisierbar, also beispielsweise regelmäßiger Umbruch ohne Aufdüngung als Erhaltungsmaßnahme für *Mibora minima*.

Mahd und Mulchen

Trotz der aktuellen Unzulänglichkeiten und Kenntnislücken, wie sich die Schafbeweidung auswirkt, ist diese zur Pflege einigermaßen intakter Sandrasen der Mahd grundsätzlich vorzuziehen.

Mahd von Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen führt schon nach wenigen Jahren zur Artenverarmung. Die Mahd drängt vor allem Halbsträucher wie z.B. Sand-Thymian (*Thymus serpyllum*) zurück, aber auch *Sedum*-Arten und viele Lückenpioniere wie z.B. *Cerastium*-Arten, die sich in Trittstellen gerne ansiedeln. Dagegen werden allgemeine Magerasensarten wie Rotschwengel und Zartes Straußgras sowie vordringende Fettwiesenarten wie der Glatthafer gefördert, so daß die Vegetationsentwicklung bei Mahd-Management von den typischen Sandrasen eher weg- als hinführt.

Indiskutabel und von Deckungsgrad und Wuchshöhe der Bestände her auch unsinnig ist die Mahd in Silbergrasfluren und in kryptogamenreichen, halbgelassenen Thymian-Sandrasen.

Bewährt hat sich die Mahd hingegen bei der Bekämpfung von unerwünschter Sukzession durch Problempflanzen (Kap. 2.2, S.120) sowie als Hochsommerschnitt zur Zurückdrängung von Eutrophierungszeigern in Bereichen erhöhten Nährstoffeintrags. Sie ist auch sinnvoll im Rahmen der Wiederherstellung von Beweidungsfähigkeit alter Brachflächen nach deren Entbuschung, verbunden mit mechanischer Entfernung des Filzes per Hand mit Eisenrechen oder mit der Drahtzinkenegge.

Mulchen unterbindet lediglich Gehölzaufwuchs, bewirkt jedoch keine Nährstoffentnahme, birgt die Gefahr des Fortschreitens von Filzbildung und fördert schnittfeste Fettwiesenarten. Es ist als Pflegemethode für Sandrasen daher ungeeignet. Dies gilt auch für die Bekämpfung an sich schnittempfindlicher Polykormonpflanzen, da diese eine besonders große Streumenge anfallen lassen.

Entbuschungen und Abholzungen

Entbuschungen und Abholzungen können nach Maßgabe der örtlichen Verhältnisse, allein schon zur Offenhaltung der Sandrasen bzw. der Aufrechterhaltung einer lockeren Bestockung in den hochwertigen Sand-Kiefernwäldern, unumgänglich sein. Ab-

holzungen und Entbuschungen reichen allerdings als Pflege der Sandrasen nicht aus, da die erforderliche Neubildung von Offensandstandorten durch das Abholzen nicht gewährleistet werden kann.

In offenen Sandfluren mit Gehölzanflug ist rechtzeitiges Entfernen von Gehölzaufwuchs im mehrjährigen Turnus notwendig, da der Aufwand mit längerer Dauer erheblich ansteigt und zudem die Humusaufgaben mitabgeräumt werden müssen, die sich mittlerweile gebildet haben. Das Entfernen ausschlagfähiger Gehölze wie Birke und Espe, besonders aber auch der Problemgehölze Robinie und Späte Traubenkirsche muß mit der Wurzel in möglichst jungem Zustand erfolgen. Zur Vermeidung des Aufkommens von Wurzelbrut ist hier die Nacharbeitung im Folgejahr besonders wichtig. Wenn des fortgeschrittenen Alters der Bäume wegen an Entfernung der Wurzeln nicht zu denken ist, kommt der entschlossenen Bekämpfung des Austriebs in den Folgejahren besondere Bedeutung zu.

Bei Entbuschungen und Abholzungen ist die frühzeitige und einvernehmliche Abstimmung mit der Staatsforstverwaltung und den Waldbesitzern besonders wichtig.

Abflämmen

Aus rechtlichen (s. Kap. 2.1.2.3, S.113) und fachlichen Gründen (wegen seiner gravierenden Nachteile wie Förderung von Rhizomgeophyten und Zurückdrängung von Hemikryptophyten, wegen der mit dem Brennen verbundenen starken Schädigungen der Kryptogamenschicht, der Zerstörung von Überwinterungshabitaten von Kleintierarten) scheidet das Abflämmen als Pflegemethode für Sandrasen-Lebensräume aus. Über die zweifelhaften Auswirkungen auf die Sandrasen-Lebensräume hinaus ist es zudem mit erheblichen Durchführungsproblemen behaftet (vgl. Kap. 3.4.1.4).

Anlage von Pionierflächen

Die Anlage von Pionierflächen bietet sich vor allem im Zusammenhang mit Neuschaffung und Wiederherstellungsmaßnahmen an.

Nach Abholzen von Kiefernwäldern auf Sand müssen zur Neubildung von vegetationsfreien Sandstandorten die Humusdecken durch Streurechen oder durch schaufelweises Abplaggen vollständig entfernt werden. Sofern das Abrechen und das Abplaggen im Handschaufelbetrieb stattfindet, werden sich naturschutzbezogene Bedenken gegen eine solche Maßnahme (Auszehrung der Sandvorräte, Zerstörung geomorphologischer Strukturen) nur selten ergeben (z.B. bei extrem flachgründigen Flugsanddecken). Allerdings ist mit einem sehr hohen Arbeitsaufwand und hohen Kosten zu rechnen.

Ein Abheben des Oberbodens ist zur Anlage von Pionierflächen im Bereich von stark eutrophierten, humosen Vollschlußrasen oder Staudenfilzen zu empfehlen, um die angesammelten Nährstoffvorräte wieder zu entfernen. "Abbauwürdig" sind Sandrasen, in denen sich eutraphente Wiesengräser wie der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und das Knäuel-

gras (*Dactylis glomerata*) stark ausgebreitet haben. Zu diesem Zweck muß der humusführende Bodenhorizont (A_h-Horizont), der bis in 10 cm Tiefe reichen kann, abgetragen werden.

Überall dort, wo durch gewerblichen Sandabbau bereits die geomorphologischen Strukturen wie Dünen zerstört sind und der Geotop-Wert (vgl. LPK-Band II.15 "Geotope") nur noch als gering anzusetzen ist, kann die Gewinnung von Pionierflächen durch Abbaumaßnahmen aus Naturschutzsicht solange prinzipiell gutgeheißen werden,

- als nur ein flachgründiger Abbau (allenfalls 10-20 cm) erfolgt,
- sich bei einem "Tiefergraben" in dieser Größenordnung keine Substratänderungen ergeben und
- dies auf mächtigen Sandlagerstätten (mindestens 1-2 Meter mächtig) geschieht.

Streurechen kann zur Förderung wertvoller, gefährdeter Arten wie *Chimaphila umbellata*, *Pulsatilla vernalis* und *Diphysium complanatum* agg. unzugänglich sein. Das Anlegen großer, flacher Sandabbauere kann zum Fortbestehen von Populationen der Blauflügeligen Sandschrecke und des Brachpiepers entscheidend beitragen.

Beeinflussung der Windverhältnisse

Die Erhöhung der Windgeschwindigkeiten, die in Sandrasen-Lebensräumen wirken, kann einen wesentlichen Beitrag zur Belebung der Sand-Umlagedynamik bilden, von der zahlreiche Sandrasen-Organismen begünstigt werden. Dieselbe Wirkung können Verwirbelungen entfalten, die auf Sandrasen gelenkt werden. Diese Wirkungen können z.B. durch Zurücksetzen von Kiefernwald-Barrieren erreicht werden, die wie Windschutzstreifen wirken.

Mit negativen Begleiterscheinungen ist allerdings zu rechnen, wenn mit dem "Düsenwind" und den "Verwirbelungen" Luftmassen den Sandrasen zugeleitet werden, die stark mit Aerosolen, Herbizidtröpfchen und dgl. von landwirtschaftlichen Intensivkulturen angereichert sind.

Pflanzung und Rodung von Waldteilen erfordern die Abstimmung mit dem zuständigen Forstamt und den Grundbesitzern.

Kontrollierte Brache

Als Pflegeform tritt- oder verbißempfindlicher Bereiche wie flechtenreicher Sandrasen oder Vorkommen der Sand-Strohblume ist die kontrollierte Brache von Teilflächen zweckmäßig. Allerdings ist mit dem Rückgang der Vegetationslücken in den Teilflächen zu rechnen, auf denen die kontrollierte Brache praktiziert wird.

Auf Kalk-Halbtrockenrasen und bodensauren Magerassen hat es sich bewährt, nach ca. fünf Jahren die Brachephase zu beenden und zumindest ein Jahr "Zwischenpflege" einzulegen.

2.2 Ungelenkte Entwicklung / Brache

(Bearbeitet von B. Quinger, mit Beiträgen von N. Meyer und M. Bräu)

Wie im Grundlagenteil bereits ausführlich dargestellt, handelt es sich bei den offenen Sandfluren des mitteleuropäischen Binnenlandes nahezu ausnahmslos um Erscheinungen, die durch die Tätigkeit der Menschen verursacht sind. Hören die menschlichen Einflüsse auf oder unterschreiten sie ein erforderliches Minimum, so erfolgt allmählich eine vollständige Bewaldung der offenen Sandgebiete. Die an offene, vegetationsfreie Sandflächen und an Sandrasen gebundenen Tier- und Pflanzenarten sind zum Verschwinden verurteilt.

In diesem Kapitel werden die Entwicklungen beschrieben, erklärt und schließlich bewertet, die sich auf brachgefallenen Sandrasen vollziehen. Die in der Mustergliederung vorgesehene Bezeichnung "Natürliche Entwicklung" ist, bezogen auf Sandrasen, nicht glücklich gewählt. Wir verwenden daher den Terminus "Ungelenkte Entwicklung / Brache" (vgl. hierzu auch MAYERL 1990). Er ist sachlich zutreffender und nimmt keine versteckte Wertung vor ("natürlich" im Gegensatz zu "unnatürlich = künstlich"!). Der Begriff "Natürliche Entwicklung" erweckt den Eindruck, die spontan ablaufenden Sukzessionsvorgänge auf Sandrasen-Brachen kämen ohne Zutun des Menschen zustande. Davon kann jedoch keineswegs die Rede sein, wie das Beispiel der Ausbreitung der Polykormone neophytischer Pflanzen wie *Robinia pseudacacia* und *Solidago canadensis* zeigt. Der auf Sandrasen-Brachen häufig zu beobachtende Kiefernflug kann von benachbarten Forstbäumen mit völlig fremder Provenienz herrühren.

Das "Brachekapitel" 2.2 wird in drei Unterkapitel unterteilt. Im Kapitel 2.2.1 erfolgen beschreibende Darstellungen der wichtigsten Sukzessionsprozesse auf Sandrasen-Brachen, wobei die Auswirkungen auf die Vegetation und auf den Standort dargestellt werden. Soweit möglich, wird auf die kausalen Zusammenhänge eingegangen. Aus der Sicht des praktischen Naturschutzes und der Landeskultur ist es notwendig, die möglichen Sukzessionsreihen zu erkennen, ihre einzelnen Stadien und Phasen* zu erfassen und zu bewerten, um Pflegestrategien für Sandrasen und für Sandrasen-Lebensräume entwickeln zu können. Erst die Kenntnis der Sukzessionsabläufe ermöglicht es, auf bereits brachgefallenen Sandrasen den Brachepflanzen gezielt entgegenzuwirken, die für unerwünschte Veränderungen in der Vegetationsdecke hauptsächlich verantwortlich sind.

Das nachfolgende Kapitel 2.2.2 (S.129) beschäftigt sich mit den Auswirkungen der Brache auf die Fau-

na. Im Kapitel 2.2.3, S.130) werden verschiedene Brachezustände der Sandrasen einander gegenübergestellt.

2.2.1 Verlauf der Sukzession / Auswirkungen auf Vegetation und Standort

Dieses Kapitel beginnt mit allgemeinen Anmerkungen zur Dynamik von Sukzessionsvorgängen auf brachgefallenen Sandrasen (Kap. 2.2.1.1). Anschließend werden verschiedene charakteristische Sukzessionsstadien in Sandrasen-Lebensräumen kurz beschrieben und ihre zeitlichen Abfolgen dargestellt (Kap. 2.2.1.2, S.121). Das dritte Unterkapitel (Kap. 2.2.1.3, S.123) beschäftigt sich mit der Wirkungsweise und dem Verhalten der Pflanzenarten, die in erster Linie das Sukzessionsgeschehen auf Sandrasenbrachen steuern und hauptsächlich für den Abbau der Offensande, Sandrasen oder lichter Winterlieb-Kiefernwälder verantwortlich sind.

2.2.1.1 Allgemeine Anmerkungen zur Dynamik von Sukzessionsvorgängen in brachgefallenen Sandrasen

Betritt man brachgefallene Halbtrockenrasen oder Magerrasen, auf denen Sukzessionsvorgänge bereits deutlich erkennbar eingesetzt haben, so ist keineswegs ein diffus-gleichmäßiges, sondern ein heterogenes Bild zu beobachten. Charakteristisch sind zunächst einzelne, später zahlreiche "Sukzessions-Kerne", auf denen sich bereits ein weitgehender Umbau der Vegetation vollzogen hat. Diese "Sukzessions-Kerne" (meist Verwaldungs- und Verbuchungskerne, Brachegras- oder Hochstauden-Polykormone, Zwergstrauchherden) stehen im unregelmäßigen Wechsel mit Flächen, die von dem schon eingetretenen Sukzessionsgeschehen weniger oder (scheinbar) nicht berührt sind. Weiterhin fällt auf, daß die Sukzession sich häufig in mehrere Richtungen bewegt und ihr Verlauf sich daher zunächst als sehr uneinheitlich präsentiert.

Der immer wieder feststellbare mehrgleisige Verlauf des Sukzessions-Geschehens kann ganz allgemein als ein grundlegender Wesenszug der Sukzessionsdynamik auf brachgefallenen Halbtrocken-, Mager- und Sandrasen gelten. Vom Ausgangsstadium aus entwickeln sich bei Brache häufig verschiedene Zwischenstadien, die KIENZLE (1979) als "fakultativ" bzw. "vikariierend" einstuft (vgl. auch HAKES 1987: 37). Gelegentlich kann es auch zu Überlagerungen der einzelnen Sukzessionsprozesse kommen (z.B Überlagerung von Kiefern- und Reitgras-Ausbreitung). Die Aufspaltung der Sukzessionslinien aus dem Ausgangsstadium bezeichnet KIENZLE als **Divergenz**, ihr späteres Zusammen-

* WESTHUS (1981) schlägt vor, als Stadien die mehr oder weniger stationären Momente im Lauf der Sukzession, d.h. ihre vorübergehenden, scheinbar stabilen Beharrungszustände, als Phasen dagegen die zwischen den einzelnen Stadien auftretenden dynamischen Momente des Sukzessionsablaufs zu bezeichnen. Zum besseren Verständnis des Textes werden diese Begriffe im Sinne der Definition von WESTHUS verwendet.

laufen in ein Sammelstadium (z.B. der Schlußgesellschaft) als **Konvergenz**.

Die Sukzession wird zumeist von wenigen Arten bestimmt, die bei Brache eine hohe Konkurrenzkraft entwickeln und den Umbau der Vegetationsdecke hauptsächlich verursachen. Auf den Sandrasen handelt es sich um einige wenige Gehölze wie Kiefer, die neophytischen Laubhölzer Robinie und Späte Traubenkirsche, eine Handvoll Gräser, Hochstauden und Zwergsträucher sowie um einige Brombeerarten, die die Vegetationsdynamik auf mittlere Sicht bestimmen.

2.2.1.2 Sukzessionsstadien in Sandrasen-Ökosystemen

Die Vegetationsentwicklung auf offenen Lockersandfluren Bayerns zeigt bis hin zur Bewaldung folgende Stadien:

- Vegetationsfreie Lockersandfluren als **Initial-Stadien**.
- Artenarme, oft nur kleinflächige, +/- diffus verteilte, lückige Pflanzenbestände aus Silbergras und/oder aus Therophyten (meist *Spergula morisonii*, seltener auch *Teesdalia nudicaulis* u.a.) als **Pionier-Stadien**.
- Eine flächig ausgebreitete, **kryptogamenarme**, lückige Silbergrasflur (CORYNEPHORETUM CANESCENTIS TYPICUM) ohne größere vegetationsfreie Stellen als **Pionier-Sandrasen**. Die Böden zwischen den Grashorsten sind meist +/- vegetationsfrei.
Derartige typische Silbergrasfluren bleiben mitunter jahrzehntelang erhalten, dies gilt insbesondere bei einer vergleichsweise großen Trockenheit des Lokalklimas, wodurch während der Vegetationsperiode die Beweglichkeit der Sande länger anhält (HOHENESTER 1960: 39); infolge von Niederschlägen durchfeuchtete Sande fliegen dagegen nicht oder nur schlecht. Der Oberboden zeigt noch keine Profildifferenzierung; er ist selten bis mehr als in 2 cm Tiefe humos (vgl. HOHENESTER 1960:41).
- **Kryptogamenreiche Halbschluß-Sandrasen mit Silbergras und/oder bereits dem Schafschwingel (*Festuca ovina* agg.) als dominanten Gräsern**. Die Grasnarbe ist stark lückig, zwischen den Grashorsten ist die Bodenoberfläche mit Moosen und Flechten bedeckt. Derartige kryptogamenreiche Halbschlußstadien können schon nach 10-20 Jahren entstanden sein, z.B. auf +/- wenig beweglichen Sanden bei einem relativ niederschlagsreichen Lokalklima; bei "ungünstigeren" Bedingungen kann ihre Entwicklung jedoch auch einen Zeitraum von einem halben Jahrhundert und mehr beanspruchen. Insbesondere auf den von Moosen beherrschten, schon recht humosen Halbschlußstadien der relativ frischen Sandstandorte (z.B. in Dünen-Nordexposition, in Dünentälchen, an Dünenhangfüßen, zumal in niederschlagsreichen Gegenden) vermag die Waldkiefer ohne größere Schwierigkeiten erfolgreich zu keimen. In sehr trockenen, flechtenreichen Halbschlußstadien (z.B. an Dü-

nenkuppen in Trockengebieten) ist ihr Einwanderungsdruck deutlich geringer.

- Sandrasen mit einer geschlossenen Grasnarbe im **Vollschlußstadium**, in den bayerischen Flugsand- und Terrassensandgebieten zumeist als Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen ausgebildet. Sukzessionsprozesse zu diesem Rasentyp hin von den Halbschlußstadien aus werden vor allem bei Beweidung begünstigt. Wird die Beweidung eingestellt, so gewinnen allmählich die Sukzessionstrends zur Bewaldung die Oberhand, wobei die Bewaldungsgeschwindigkeit von den Dispositionsfaktoren (= Einwanderungsmöglichkeiten für geeignete Gehölze) abhängt. Bei den gehölzfreien Vollschluß-Sandrasen handelt es sich eindeutig um einen mesohemeroben, also nur bedingt naturnahen Vegetationstyp, da diese Rasen in der vorliegenden Zusammensetzung nutzungsabhängig sind und natürlich nicht vorkommen. Aus diesem Grund ist der spezifische Pflegeaufwand zur Erhaltung der Vollschluß-Sandrasen relativ hoch.
Die typischen Silbergrasfluren und die Halbschlußstadien können im Vergleich dazu als oligohemerob, also als eindeutig naturnah gelten, da sie auch ohne Zutun des Menschen entstehen können. In den Vollschluß-Sandrasen wird der humusführende Oberbodenhorizont bis zu ca. 10 cm mächtig und ist meist wesentlich dunkler gefärbt als in den **Pionier-** und **Halbschluß-Sandrasen**.
- **Vorwald-Stadien und Gebüsch**
Das Einwandern von Gehölzen geschieht auf eine recht artspezifische Weise. Die mit Abstand wichtigste Rolle bei der Bewaldung von offenen Sandfluren spielt fast immer die Kiefer, deren Verhalten deshalb detailliert beschrieben wird (vgl. Kap. 2.2.1.3.1, S.123). Unter ihrem Schirm (dies gilt insbesondere für dichte Forstbestände!) breiten sich fast immer sandrasenfremde Arten aus.
Beginnt sich das Kronendach der Vorwaldgruppen zu schließen, so ziehen sich die Pflanzenarten der offenen Sandfluren fast ausnahmslos aus der Feldschicht zurück!
- **Wälder**
In den Terrassen- und Flugsandgebieten Bayerns ist die Waldkiefer der absolut vorherrschende Wald- bzw. Forstbaum. Kontaktwälder von Sandrasen mit Eichenbeimischung sind heute sehr selten geworden. Als waldbildender Baumart dürfte der Eiche auf den bayerischen Terrassen- und Flugsanden früher eine weit größere Bedeutung zugekommen sein, als es heute der Fall ist. Wegen ihrer vom Menschen herbeigeführten Seltenheit kann die Eiche, aufgrund der heute meist nur mehr sehr geringen Diasporen(= Eicheln)produktion, in der Umgebung von offenen Sandfluren bei der Bewaldung dieser Standorte nur noch eine bescheidene Rolle spielen.

Die beiden zugehörigen Abbildungen zeigen Sukzessionsschemata für basenarme, deutlich saure (pH bei 4-5; vgl. Abb. 2/3, S. 122) und für relativ basenreiche, allenfalls schwach saure (pH bei 6-7, vgl.

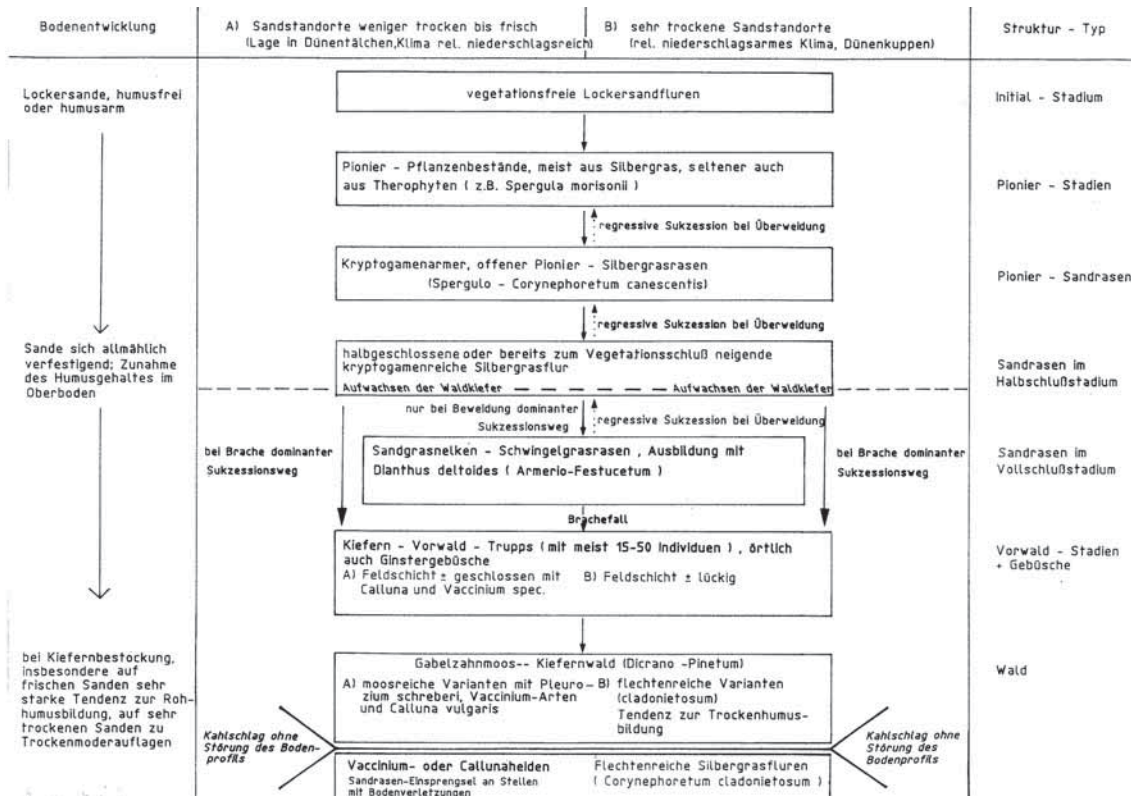


Abbildung 2/3

Sukzessionschema zu Sandrasen-Ökosystemen auf basenarmen, +/- sauren Sanden

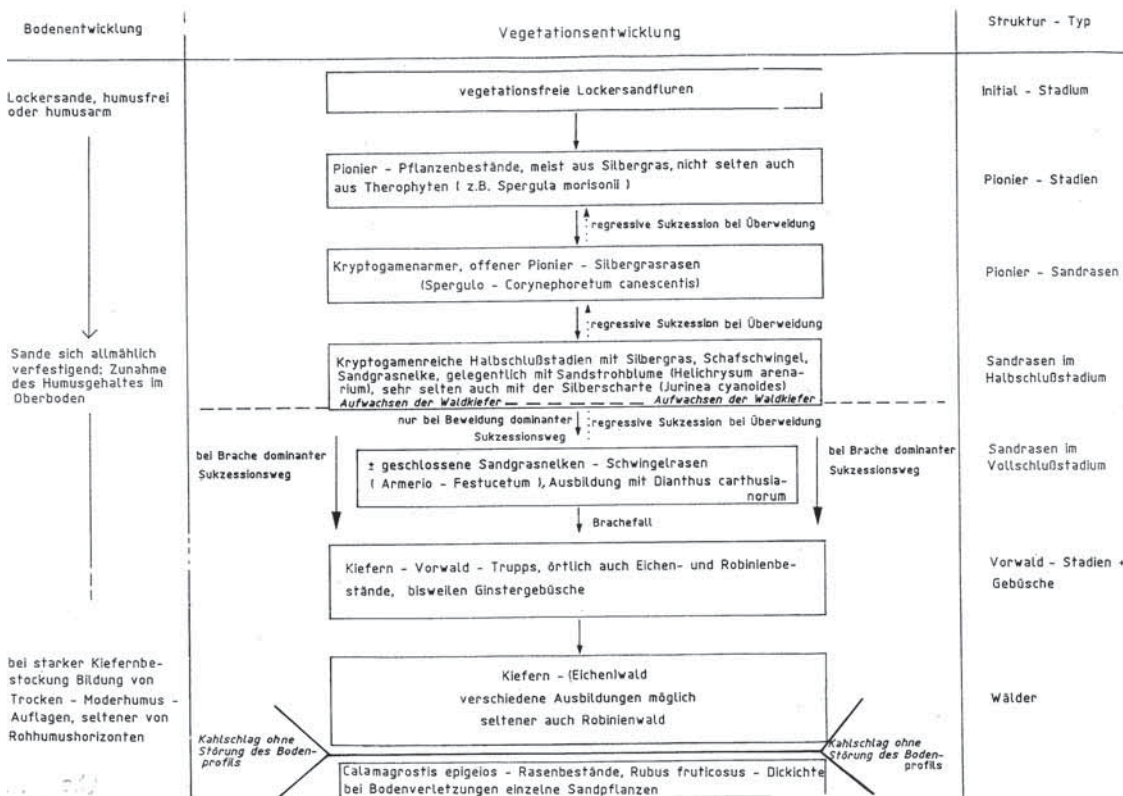


Abbildung 2/4

Sukzessionschema zu Sandrasen-Ökosystemen auf basenreichen, neutralen oder schwach sauren Sanden.

Abb. 2/4, S. 122) Sande. Deutliche Unterschiede in der Vegetationsentwicklung treten auf dem Niveau der Halbschluß- Stadien auf, wenn die Sande bereits +/- konsolidiert sind, sich Humusvorräte angesammelt haben und die Bodenbildung deutlich eingesetzt hat.

2.2.1.3 Verhalten und Bedeutung von Problempflanzen bei Sukzessionsvorgängen in Sandrasen-Brachen

Die in diesem Kapitel besprochenen Gehölze, Gräser, Hochstauden und Zwergsträucher bestimmen den Sukzessionsverlauf auf Sandrasen-Brachen ganz entscheidend (mit) und verursachen im wesentlichen die Nivellierung des Standortcharakters in den Sandrasen-Lebensräumen. Wirksam werden diese Arten nach Nutzungsänderungen oder Nutzungsaufgabe. Sukzessionen nach Nutzungsänderungen haben ihre Ursache in dem Florenpotential der Sandrasen selbst beziehungsweise ihrer Kontaktlebensräume, insoweit Diasporen von außerhalb in die Sandrasen-Ökosysteme gelangen können. Vegetationsveränderungen als Folge von Eutrophierungen werden im Kap. 2.3.2, S.131, behandelt.

Näher besprochen werden nachfolgend die Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*), die Robinie (*Robinia pseud-acacia*), die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*), das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*), das Heidekraut (*Calluna vulgaris*), die Heidel- und Preiselbeere (*Vaccinium myrtillus* und *V. vitis-idaea*), die Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.), die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) und der Japanische Stauden-Knöterich (*Reynoutria japonica*). Auf Bekämpfungsmöglichkeiten der Gehölze wird im Kap. 2.1.2.2 näher eingegangen.

2.2.1.3.1 Waldkiefer (*Pinus sylvestris*)

Bei Bewaldungsvorgängen in offenen Sandfluren Bayerns ist die Waldkiefer -von wenigen Ausnahmen abgesehen- das mit Abstand bedeutendste Gehölz; nicht selten wird der gesamte Bewaldungsvorgang außer von *Pinus sylvestris* von keinem weiteren Gehölz bestritten.

Der Einwanderungsdruck der Kiefer in Sandrasen hängt von der einfliegenden Menge der Diasporen ab. Befindet sich in unmittelbarer Nähe eines Sandrasens ein Kiefernforst oder ist ein Sandrasen sogar von einem solchen Forst umgeben (Beispiel: Dünen bei Offenstetten und bei Siegenburg im Raum Abensberg), so ist die Disposition dieses Rasens für eine Bewaldung mit *Pinus sylvestris* sehr groß. Die Fortpflanzung der Kiefer erfolgt dabei ausschließlich generativ. Durch das Unvermögen, Polykormone bilden zu können, wird die Bekämpfung der Waldkiefer sehr erleichtert. Das Abschlagen des Stammes ist für das betroffene Individuum stets letal.

Versucht man, die Einwanderungsstrategie der Kiefer in den Offensandbereichen zu beschreiben, so stellt sich dieser Vorgang nach Beobachtungen in den Offenstettener und Siegenburger Dünen wie folgt dar: "Erfolgreiche" Vorwald-Gruppen entstehen häufig, wenn auf einem humosen, bereits +/-

konsolidierten Sandstandort mit kryptogamenreichen, halbgeschlossenen Sandrasen etwa 15-50 Kiefern in Abstand von 20-50 Zentimetern zueinander gleichzeitig auflaufen (vgl. Foto 3). Die etwa gleichaltrigen Jungbäume wachsen etwa 3-5 Meter in die Höhe, bis sich das Kronendach dieser Gruppe vollständig zu schließen beginnt. In dieser Phase stirbt etwa die Hälfte der Jungbäume ab, die der Konkurrenz ihrer Nachbarn nicht gewachsen sind.

Hat sich in diesen Vorwald-Gruppen auf diese Weise von selbst "die Spreu vom Weizen" getrennt, so können die überlebenden Bäume ihren Kronenraum erweitern und weiter emporwachsen. Schließlich nähern sie sich immer mehr ihrer endgültigen Höhe an, so daß eine derartige Gruppe sich immer stärker in das Erscheinungsbild der umgebenden Kiefernwälder einfügt.

Das Aufwachsen der Kiefer-Vorwald-Gruppen wird von einschneidenden standörtlichen Veränderungen begleitet und führt spätestens beim Erreichen des Kronenschlusses zum Verschwinden der Sandrasen-Vegetation:

- Durch das Schließen des Kronendachs wird der Bodenraum im Bestandesinnern der Kiefern-Vorwald-Gruppe so stark beschattet, daß sämtliche lichtbedürftige Organismen der Sandrasen verschwinden.
- Die geschlossenen Nadelstreuauflagen bewirken in der Regel einen grundlegenden Wandel der Strukturbeschaffenheit der oberen Bodenschichten. Insbesondere auf frischen (bedingt durch hohe lokale Niederschläge, Lage in Dünentälern und an Dünenunterhängen, in sonnabgewandter Exposition usw.), basenarmen Sanden erzeugt die nur sehr unvollkommen abbaubare Kiefer-Nadelstreu eine rasche Rohhumus-Akkumulation. Unter Bäumen, die nicht einmal 25 Jahre alt sind, können die Humusauflagen bereits 2 cm mächtig sein (s. Abb. 2/5, S. 126). Die oberen Sandschichten erweisen sich unter solchen Rohhumusauflagen als mehrere Zentimeter tief gebleicht, die bereits eingetretene Podsolierung ist sehr deutlich zu erkennen (vgl. Foto 4).
- Die Rohhumusbildung führt frühzeitig zum Verschwinden sämtlicher SEDO-SCLERANTHETEA- und FESTUCO-BROMETEA-Arten. An ihre Stelle treten Säurezeiger wie das Heidekraut (*Calluna vulgaris*), die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) und die Moosarten *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens* und *Dicranum undulatum*. In feuchten Dünentälern der Offenstettener Dünen hat sich sogar *Sphagnum magellanicum* eingestellt! Insbesondere die Ericaceen wirken als positiver Rückkopplungsfaktor auf die Rohhumusbildung zurück. Die schwer abbaubare Streu von *Calluna vulgaris* und von den *Vaccinium*-Arten fördert die Rohhumus-Bildung ganz ungemein.

Beobachtungen im Mittelfränkischen Becken zeigen hingegen, daß auf Terrassensanden der Regnitz wie bei Möhrendorf ebenso wie auf reinem Flugsand ohne nennenswerte Beimengungen wie in den Alt-

dorfer Dünen die Wiederbesiedlung aus allen Stadien der Sukzessionskette erfolgen kann und bevorzugt aus frühen Stadien erfolgt.

Insbesondere aus Silbergras-Pionierrasen, aber auch aus ebenen oder hängigen, offenen Flugsanden sind flächige Aufwüchse von Jungkiefern aus allen Expositionen bekannt.

Auf fünf bis zehn Jahre alten Sandgrubenböschungen zeigen sich bereits ältere Stadien von 1-2 m Höhe mit Deckungen der Kiefer um 50%, in deren Bestandslücken noch Silbergras- oder Schwingelrasen verblieben sind, während im Kronenschatten und im Streufallbereich der Bäumchen Besiedlung mit Schlängelschmiele, gefolgt von Heidekraut und Preiselbeere erfolgt. Die Standortveränderung, die zur Verdrängung der Magerrasen-Elemente führt, wird hier also schon durch geringere Streuauflagen und Beschattung erzeugt als in den Siegenburger Dünen.

Halbschlußrasen oder Heidevegetation bilden nicht die Voraussetzung, oft nicht einmal das Regelstadium für die Wiederbesiedlung mit der Kiefer. Vielmehr erscheint sie auf Halbschlußrasen oder gar auf Zwergstrauchheiden im Vergleich zu den lückigen Bereichen nur in verminderter Vitalität. In älteren Sanddünen-Forsten mit Zwergstrauchbewuchs findet praktisch keine Naturverjüngung ohne Verletzung der dämmenden Rohhumusschicht statt, daher keimen Birke und vor allem Kiefer entlang ungeschotterter Sandwege reichlich, im Bestand selbst nur vereinzelt und aus Konkurrenzgründen nicht über einen Meter hinauskommend.

Das bloße Abräumen hiebsreifer Kiefernforste vermag angesichts der inzwischen entstandenen Rohhumusdecken die Regeneration der vormaligen Sandrasenvegetation nicht mehr herbeizuführen. Durch die Rohhumusbildung sind die Sand-Standorte derart stark verändert, daß die Kahlschlagfläche stattdessen von einer heideartigen Vegetation mit *Calluna vulgaris*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium*-Arten usw. erobert wird. Nur an Stellen mit Bodenverletzungen findet man auf Waldschlägen gelegentlich einmal eine Sandpflanzenart wie *Spergula morisonii*, häufiger jedoch das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) vor.

Kaum weniger schwerwiegend sind die Standortveränderungen, die Kiefernforste auf +/- trockenen, basenreichen Sanden auf lange Sicht verursachen. Auch auf den +/- neutralen Sanden entstehen in wenigen Jahrzehnten zentimeterdicke Trockenmoderhumus-Auflagen, die zwar weniger die ausgesprochenen Säurezeiger hervortreten lassen, dafür aber dem etwas anspruchsvolleren Rhizomgeophyten *Calamagrostis epigeios* und manchen Brombeerarten (*Rubus fruticosus* agg.) zur Massenentfaltung, insbesondere in Waldrandbereichen, verhelfen. Auch hier bestehen, ohne einen Abtrag der Humusaufgaben vorzunehmen, kaum Chancen, das Sandrasen-Ökosystem nach Abräumen der Kiefernforste in überschaubaren Zeiträumen wiederherzustellen.

Durch nachhaltige Standortveränderungen vermögen also Kiefern-Aufforstungen Sandrasen-Ökosysteme buchstäblich "in der Substanz" zu schädigen. Im Vergleich dazu richten Kiefern-Aufforstungen in Kalkmagerrasen im Hinblick auf spätere Regenerationsbemühungen einen wesentlich geringeren Schaden an.

Im Laufe von Jahrzehnten gelingt es hin und wieder einer einzelnen Kiefer in den Lockersandbereichen der Pionier-Sandrasen ihre Keim- und Jugendphase zu überstehen und schließlich als breitkroniger Baum aufzuwachsen. In solchen Lockersanden scheint jedoch der Kiefer ein erfolgreiches Auflaufen in dicht gescharten, zahlreichen Exemplaren, die miteinander die transformierenden Kiefern-Vorwald-Gruppen zu bilden imstande sind, nicht oder nur ausnahmsweise zu gelingen. Ähnliche Beobachtungen zur Bedeutung von Solitärkiefern in Sandrasen-Ökosystemen, wie wir sie im Abensberger Raum gewinnen konnten, publizierte HOHENESTER (1960: 60f.) aus dem Rednitz-Regnitz-Becken.

Möglichkeiten der Bekämpfung: vgl. Kap. 2.1.2.2, S. 113.

2.2.1.3.2 Robinie (*Robinia pseudacacia*)

Als Problemgehölz beherrscht auf Sandrasen-Braichen mancherorts auf +/- basenreichen Sanden der sommerwarmen Tieflagen die Robinie das Bild. Das Aufkommen von Robinien wurde unter anderem bereits auf dem Mainzer Sand, in dem Sandhausener Dünengebiet und auf dem Astheimer Sand bei Volkach beobachtet. Ebenso ist die Robinie mittlerweile im Rednitz-Regnitzbecken "zu Hause". Erhebliche Teilflächen der Sandflächen im Truppenübungsgebiet Hainberg bei Fürth sind mit der Robinie bestockt.

Das Eindringen der Robinie in Sandrasen verursacht umgehend sehr starke Schäden! Über ihre Wurzelknöllchen bindet dieses nordamerikanische Fremdgehölz Luftstickstoff und vermag auf diese Weise ihren Wurzelraum erheblich aufzudüngen. In ihrem Unterwuchs erscheinen daher eutraphente, halbschatten- und schattenverträgliche Arten, wie *Chelidonium majus*, *Alliaria petiolata*, *Galium aparine*, *Veronica hederifolia*, *Rubus caesius*, *Bromus tectorum* und *Bromus sterilis*, die die ursprünglich vorhandene Sandrasen-Vegetation vollständig verdrängen können.

Da die Robinie mit einem weit- und tiefstreichenden, stark verzweigten Wurzelsystem den Boden durchdringt und zugleich die Fähigkeit besitzt, Wurzelsprosse zu bilden, neigt sie zum Aufbau sehr dichter, unduldsamer Polykormon-Bestände.

In ein zu schützendes Sandrasen-Gebiet kann die Robinie nur eindringen, wenn in benachbarten Gärten, an nahegelegenen Straßen- und Bahnböschungen u. dgl. bereits Robinienbestände (z.B. als Anpflanzung) existieren. Da die Flugfähigkeit ihrer Diasporen gering ist, verbreitet sich die Robinie auch generativ nur über kurze Entfernungen (vgl. KOHLER 1964: 43 ff.). **Als hochkritischer Abstandsbereich für das unerwünschte Einwan-**

dern der Robinie kann als Faustrichtwert eine Entfernung von weniger als 50 Meter gelten! Sind die nächsten Robinien dagegen weiter als 100 Meter entfernt, droht nur eine geringe Gefahr.

In niederschlagsreichen, sommerkühlen Regionen ist die Robinie als Brachegehölz bedeutungslos. Zu Bekämpfungsmöglichkeiten siehe [Kap. 2.1.2.2](#), S.113.

2.2.1.3.3 Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*)

(Bearbeitet von N. Meyer)

Von der Ausbreitung der aus dem östlichen Nordamerika stammenden Späten Traubenkirsche sind in Bayern die Sandterrassen-Gebiete im Rednitz-Regnitzbecken besonders betroffen. Die Vorliebe dieses Gehölzes für sandige Standorte ist auch in Berlin und in den Niederlanden beobachtet worden (STAR-FINGER 1988). *Prunus serotina* breitet sich ähnlich wie die Robinie über Wurzelsprosse aus und verursacht durch ihre Herdenbildung einen völligen Umbau der Vegetationsbestände, in die sie einwandert.

In zwergstrauchreichen, trockenen Heidekraut-Preiselbeer-Kiefernforsten mit ihrem dämmenden Rohhumus kann die Späte Traubenkirsche ebenso wie die übrigen Pioniergehölze zwar nur an Wegrändern, Anrissen etc. aufkommen. Ihre weitgehende Schattenresistenz und eine gewisse Vorliebe für bodenfrische Standorte läßt sie eher für mesophilere Waldtypen als Gefahr für Strauchschicht und Unterwuchs erscheinen.

Ihre eigentliche Gefährlichkeit für Sandrasen liegt in mehreren anderen Eigenschaften begründet:

- Ihrer Pionierfreudigkeit. Brachgefallene, waldnahe Sandrasen, Heiden oder Ackerbrachen werden rasch und erfolgreich, lokal, insbesondere bei besserer Basenversorgung, sogar in Reinbeständen besiedelt. Auch nährstoffärmste Ofensande können zusammen mit der Kiefer erobert werden. Dabei fällt der erhebliche Wurzelanteil an der Gesamtmasse auf, so daß bereits Exemplare, die wesentlich kleiner sind als noch problemlos ziehbare Kiefern, nicht mehr von Hand gezogen werden können.
- Ihrem Ausschlagsvermögen. Ihr Vermögen zum Stockausschlag und zu Wurzelbrut macht sie zu einem ausgesprochen schwer zu rodenden Gehölz.
- Ihrer enormen, früh einsetzenden Fruchtbarkeit. Schon metergroße, einige Jahre alte Schosser oder Sämlinge fruchten bereits selbst wieder.
- Ihrer Vogelperbreitung, die sie gezielt an offenen, gestörten Standorten aussät, die sie bevorzugt besiedelt.
- Ihrer fehlenden Einbindung in die lokalen Lebenskreisläufe. Ihr derbes, mutmaßlich stark blausäureglycosidhaltiges Laub bewirkt, daß sie praktisch keine Fraßspuren aufweist. Auch ihre Kirschen scheinen noch keine Parasiten aufzuweisen.

Die Tatsache, daß die Forstbehörden im Reichswald angesichts ihrer Vitalität den Versuch der Ausrottung bereits zum gegenwärtigen Zeitpunkt, wo das Gehölz erst Bruchteile des möglichen Areals erobert hat, als aussichtslos einschätzen, läßt einen Blick auf die zu erwartende Entwicklung zu. Gerade die zahlreichen ehemaligen Abgrabungen, die heute hohen Anteil an den noch existierenden Offensanden haben, werden zwangsläufig in Zukunft erheblichen zusätzlichen Entbuschungsaufwand erfordern. Die Bekämpfungsmöglichkeiten werden in [Kap. 2.1.2.2](#), S.113, dargestellt.

2.2.1.3.4 Heidekraut (*Calluna vulgaris*) und *Vaccinium*-Arten (Heidel- und Preiselbeere)

(Bearbeitet von B. Quinger und N. Meyer)

Auf sauren, basenarmen Sanden siedeln sich im Halbschatten, z.B. unter dem Schirm von aufwachsenden Kiefern, häufig das Heidekraut, bisweilen auch die Heidel- und die Preiselbeere an. Durch das Aufkommen dieser Ericaceen werden Rohhumusbildung und Podsolierung und damit die Standortumwandlung sehr forciert. Insbesondere auf Sanden, die nur in geringem Maße scharfem Trockenstreß ausgesetzt sind und als mäßig trocken oder frisch gelten können, tritt zu diesen Arten noch die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) hinzu.

Die von Kiefernforsten verursachten standörtlichen Veränderungen in Sandfluren fallen um so einschneidender aus, je stärker sich in ihrem Unterwuchs Ericaceen-Arten in Massenbeständen ausbreiten können. Beobachtungen im Altdorfer Dünengebiet weisen darauf hin, daß zumindest auf extrem nährstoffarmen Flugsanden die Besiedlung von Sandrasen mit Zwergsträuchern bereits unter sehr jungen Kiefernanzflügen beginnt. Die Ansiedlung und Ausbreitung von Heidekraut und Preiselbeere erfolgt nach der Verdrängung der Pionierarten im Schatt- und Streubereich der Kiefern durch die Draht-Schmiele (*Avenella flexuosa*).

Die gleiche Abfolge ist häufig unter dem Waldschirm an geräumten Wegrändern oder Leitungstrassen in breiter Front von zwergstrauchdominierten Waldrändern aus und inselförmig unter Anflug zu beobachten. Entsteht eine Schneise durch Entfernung der Baumschicht ohne Abschieben der dämmenden Rohhumusschicht, so bleibt die als Unterwuchs vorherrschende Zwergstrauchschicht oft erhalten und präsentiert trotz gelegentlichen Rückfrierens da und dort eines der seltenen Beispiele einer stabilen Zwergstrauchheide in unserem Klima. Störstellen sind hingegen dem Humusabbau durch Weidenröschen-Schlagfluren etc. ausgesetzt und können sich entlang von Wegen zu permanenten Silbergrasfluren stabilisieren, die bei Auflösen des Wegs rasch von Kiefer und nachfolgend wiederum Zwergsträuchern besiedelt werden.

Nach übereinstimmender Beschreibung zahlreicher Förster und anderer Gebietskenner ist auf extremen

Kiefernwald-Standorten auf Sanddünen in den letzten Jahren zunehmend ein Rückgang der flechtenreichen Ausbildungen zugunsten von Heidekraut- und Preiselbeerbeständen zu beobachten. Dabei erfolgt der Übergang nicht entlang klarer Grenzlinien. Vielmehr bilden sich inselförmige Heidekraut- oder Preiselbeer-Herden, die sich vergrößern und zu Aggregaten zusammenfließen, bis schließlich die Flechtentrupps nur mehr inselförmig auftreten.

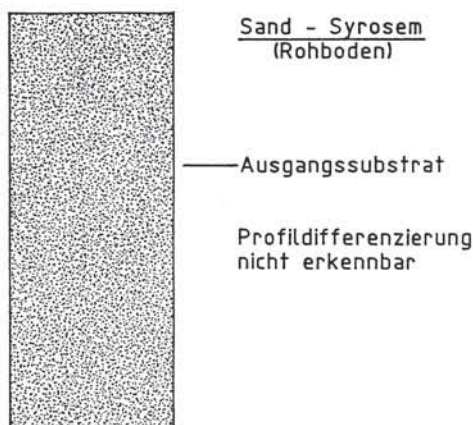
Dabei scheint das Heidekraut allein wenigstens mit einem Teil der Flechten Mischbestände bilden zu können, während Preiselbeer-Herden weniger tolerant zu sein scheinen. Ob diese Zurückdrängung von Flechten-Kiefernwäldern mit deren Förderung durch Streuhieb in der Vergangenheit und der Rückeroberung dieser sekundären Flächen im Rahmen der Erholung der Standorte von dieser Nutzung zu

sehen ist, ob vielleicht Immissionen eine Rolle spielen oder mehrere Faktoren zusammenwirken, läßt sich gegenwärtig nicht beantworten.

2.2.1.3.5 Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*)

Als wichtigstes Brachegrass auf Sandrasen, die an Kiefernwäldern und an Kiefernforsten angrenzen, kann das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) gelten. Als schnitt- und weideempfindliche Grasart vermag *Calamagrostis epigeios* in Magerrasen nur aufzukommen, wenn keine Bewirtschaftung mehr (z.B. in Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen) erfolgt. Die schädigende Wirkung dieses als Rhizom-Geophyt sich durch unterirdische Ausläufer ausbreitenden und ausgedehnte, +/- unduldsame Polykor-

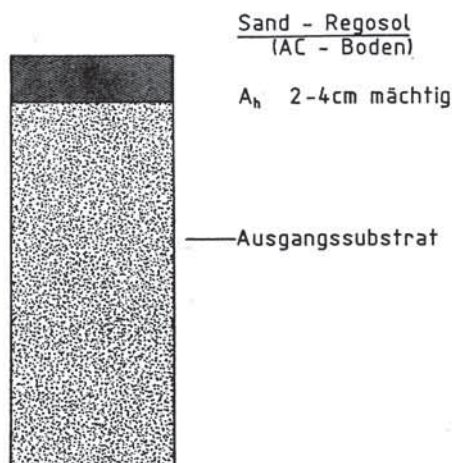
A) Boden vegetationsfreier Dünen :



Sand-Syrosem der Offenstettener Dünen :

vegetationsfreie, ockerfarbene, glimmerhaltige Sande ohne Profildifferenzierungen

B) Boden unter reifer Silbergrasflur mit Moosen und Flechten (Halbschluß-Sandrasen) :



Sand-Regosol :

Der Sandboden ist bis in 2-4 cm Tiefe deutlich dunkler gefärbt, ein deutlicher Humus-Horizont (A_h) hat sich herausgebildet. Als Humusform liegt ein gut zersetzter Trockenmoder bzw. Trockenmull vor.

Abbildung 2/5

Veränderungen des Oberboden-Profiles der Dünenande in den Offenstettener Dünen durch Kiefern-Bestockung (A u. B)

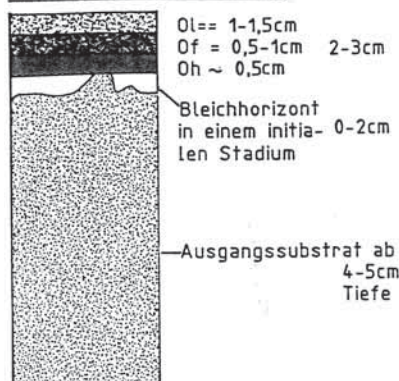
mon-Bestände aufbauenden Grases besteht in erster Linie in der Bildung mächtiger, verdämmend wirkender Streufiledecken. Bezogen auf die Nährstoffversorgung des Standorts vermag *Calamagrostis epigeios* eine große Biomasse zu erzeugen. Wegen der mutmaßlichen Eiweißarmut und der recht ungünstigen C/N-Verhältnisse seiner Phytomasse kann diese nach dem Absterben als Nekromasse nur schlecht abgebaut werden*. Niedrige Rosetten- und Horstpflanzen vermögen den sich nicht selten auf einen Dezimeter Dicke anhäufenden Streufilz nicht mehr zu durchstoßen; sie sterben daher ab. Dem

Vorstoß des Land-Reitgrases in Sandrasen sind allerdings deutliche Grenzen gesetzt:

- *Calamagrostis epigeios* bevorzugt (wechsel)frische Standorte und ist nicht sehr trockenresistent. Auf Xerotherm-Sandrasen kann sich das Land-Reitgras daher nicht wirksam entfalten.
- Voll besonnte Standorte werden +/- gemieden. Am "liebsten" operiert ein *Calamagrostis epigeios*-Polykormon von einem Wald- oder Forstrand aus, um von dort aus in die offenen Sandrasen vorzustoßen.

C) Boden unter einer 20-30 jährigen Kiefern-Vorwald-Gruppe :

Einsetzen der Podsolierung



Sand-Regosol mit beginnender Podsolierung :

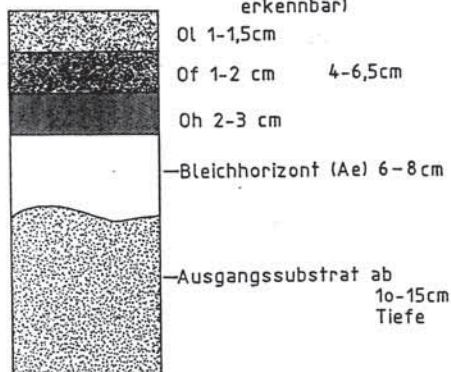
- O : Rohhumusauflage insgesamt 2-3 cm mächtig
- O_l : Kiefernadelstreu unzersetzt
- O_f : Kiefernadelstreu bereits ± stark zersetzt, in Resten jedoch noch gut erkennbar
- O_h : Streureste nicht mehr erkennbar, Rohhumussubstrat ± homogen und kompakt
- Bleichhorizont : erst im Initial-Stadium, Ausbleichungen reichen höchstens bis in 2 cm Tiefe
- Ausgangssubstrat : ockerfarbene Sande ab 4-5 cm Tiefe

Die Kiefern sind mutmaßlich in einer halbgeschlossenen, kryptogamenreichen Silbergrasflur (heute Kontaktvegetation) aufgewachsen

D) Boden unter einer ca. 100-120 jährigen Kiefern-Aufforstung :

unreifer Podsol

(Bh und Bs-Horizont noch nicht erkennbar)



unreifer Podsol (Bh- und Bs - Horizont noch nicht erkennbar) :

- O : Rohhumusauflage insgesamt 4-6,5 cm mächtig
- O_l : Kiefernadelstreu unzersetzt
- O_f : Kiefernadelstreu bereits ± stark zersetzt, in Resten jedoch noch gut erkennbar, Rohhumussubstrat ± homogen und
- O_h : Streureste nicht mehr erkennbar, Rohhumussubstrat ± homogen und kompakt
- Bleichhorizont : grau gefärbt, keine Ocker- und Gelbtöne mehr vorhanden
- Ausgangssubstrat : ockerfarbene Sande, ab 10-15 cm Tiefe; Humuseinschwemmungen (= Ausbildung eines B_h - Horizonts) noch kaum erkennbar

Abbildung 2/6

Veränderungen des Oberboden-Profiles der Dünenande in den Offenstetter Dünen durch Kiefern-Bestockung (C u. D)

* Hierin ähnelt *Calamagrostis epigeios* in seinem Verhalten offensichtlich der Fiederzwenke, die insbesondere auf brachgefallenen Kalkmagerrasen als Problemart wirksam wird (vgl. LPK-Band II.1, Kalkmagerrasen, Kap. 2.2.1.3.1).

- Auf nährstoff- und basenarmen, sauren Sanden breitet sich *Calamagrostis epigeios* nur aus, wenn ihm etwas ruderalisierte und etwas eutrophierte Flächen angeboten werden, z.B. an Stellen mit Motocross-Beeinflussung (exemplarisch in den Offenstettener Dünen zu beobachten, hier tritt das Land-Reitgras nicht selten am Rande der "Rennstrecken" auf!), auf Kahlschlägen mit Bodenverletzungen, an ehemaligen Lager- und Abstellplätzen.

Spielt das Land-Reitgras auf +/- basenarmen Sanden, etwa im Reichswald oder in der Oberpfalz, nur eine untergeordnete Rolle, etwa auf Strom-Leitungstrassen zusammen mit den Goldruten (*Solidago gigantea* und *canadensis*), so gilt auf basenreichen Terrassen- und Flugsanden in sommerwarmen Gebieten durchaus das Gegenteil. Insbesondere in Kiefernforsten und in deren Randbereichen kann das Land-Reitgras dort hektargroße Flächen bedecken. Das Substratmilieu aus basenreichen Sanden und Trockenmoderhumus-Auflagen in diesen Gebieten sagt den Bedürfnissen des Land-Reitgrases offenbar ganz besonders zu, so daß es nicht selten eine ungeheure Vitalität entwickelt.

Vor allem auf den sonnabgewandten Nordseiten kann sich *Calamagrostis epigeios* von Kiefernwaldrändern aus weit in offene Sandrasen vorarbeiten und diese entwerten (nicht selten geschieht dies bis auf 30-50 m Tiefe!). Auf den sonnexponierten Südseiten der Kiefernwälder verläßt *Calamagrostis epigeios* das Waldesinnere dagegen nur auf wenige Meter.

Bekämpfungsmöglichkeiten des Land-Reitgrases werden in Kapitel 2.5.1.5, S.146, behandelt.

2.2.1.3.6 Artengruppe der Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.) (Bearbeitet von N. Meyer)

Die Bedeutung beim Abbau von Sandrasenvegetation, die die Brombeerenarten in den subatlantisch gefärbten Klimaten Norddeutschlands haben, ist ihnen in den nordbayerischen Sandgebieten durch die härteren Winter auch in den schneearmen Tieflagen und die meist geringeren Niederschlagsmengen verwehrt.

Die Bedeutung von *Rubus fruticosus* agg. für die Sandrasenpflege ergibt sich aus ihrem bevorzugten Wuchsort an Waldrändern, Schlägen, Schneisen, Hecken und Wegrändern. Sie betrifft in erster Linie die Randbereiche zu Hecken, Gehölzinseln und Waldrändern hin.

Die in Bayern auf Sandstandorten vorkommenden Brombeer-Arten sind wegen der bekannten systematischen Schwierigkeiten weithin unzufriedenstellend erforscht. Außerdem ist in diesem Zusammenhang mit lokalen Unterschieden zu rechnen, da sich die bayerischen Sandrasen-Areale klimatisch und bodenchemisch zum Teil erheblich unterscheiden. Beteiligt scheinen nach eigenen Beobachtungen die Arten *Rubus plicatus*, *Rubus bifrons* und Raspel-Brombeeren wie *Rubus radula* oder *Rubus rudis*, daneben lokal auch *Rubus montanus* und *Rubus*

grabowskii zu sein. Auf basenreicheren, wärmege-
tönten Standorten spielt aber auch die Kratzbeere (*Rubus caesius*) und ihre Abkömmlinge (*Rubus* Sect. *Corylifolii*) eine Rolle. Zum Hintanhalten ihrer Ausbreitung dürfte ihre Rodung im Rahmen turnusmäßiger Entholzungsmaßnahmen in der Regel ausreichen. Wo nicht, dürfte wiederholter Schnitt oder Beweidung zur Schwächung der Herden ausreichen.

Ganz anders stellt sich die Situation für die Kiefernwälder auf Terrassen- und Dünenstandorten dar. Während solche Wuchsbereiche etwa im Reichswald kaum Brombeerbewuchs aufweisen, in ihren Kerngebieten gar als Brombeeren-Wüste gelten können, ist die Situation in Unterfranken, speziell aber am Untermain zwischen Miltenberg und Alzenau, hiervon völlig verschieden.

Die dortigen, basenreicheren Sande bewirken in Verbindung mit dem für Brombeeren günstigeren Klima und dem Fehlen dominierender, dämmender Zwergstrauchschichten Wuchsbedingungen in den seit Jahrzehnten nicht mehr unter Beweidung oder Streunutzung liegenden Dünenwäldern, die solchen in lichten Eichenwäldern recht ähneln. Entsprechend zeigt der Unterwuchs etwa der Dünenbereiche bei Aschaffenburg und Alzenau neben der Schlangenschmiele große Herden von Brombeeren.

Auf Terrassensanden am Untermain, beispielsweise zwischen Stockstadt und Niedernberg, vermag die fest eingebürgerte Robinie (siehe auch Kapitel 2.2.1.3.2, S.124) mit ihren standortanreichernden Eigenschaften außer ihrer Etablierung als zweiter Baumart neben der Kiefer die völlige Veränderung des Unterwuchses zu bewirken. Zu unduldsamen Brombeerherden und eingestreuten Trupps von Brennessel, Knoblauchsrauke etc. tritt sie selbst als einzige nennenswert verjüngende Gehölzart neben den Holunder (*Sambucus nigra*).

2.2.1.3.7 Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*)

Zu den Eindringlingen in Sandrasen-Brachen, die innerhalb weniger Jahre grundlegende Vegetationsveränderungen herbeiführen können, gehört die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*). Diese 1-1,5 Meter hoch aufwachsende Hochstaude ist stark ausläufertreibend und entwickelt bisweilen mehrere 100 m² große, sehr unduldsame Polykormon-Bestände, in deren Bestandesinnern kaum andere Pflanzenarten zu gedeihen vermögen. Analog wie die Kanadische Goldrute kann sich auf Sandrasen-Brachen auch die Späte Goldrute (*Solidago gigantea*) ausbreiten, die dort allerdings weitaus seltener auftritt.

Die Vitalität eines Goldruten-Polykormons hängt offenbar stark davon ab, ob es sich ein Nährstoffdepot wie aufgedüngte Erdhäufen, Grabenaushub u. dgl. erschließen kann. Über seine Rhizome vermag ein Goldruten-Polykormon anscheinend quasi pipeline-artig Nährstoffe horizontal zu transportieren und von ihrem Herkunftsort wegzuverlagern. Auf diese Weise kann eine Störzone weit ins Sandrasen-

Innere vorgeschoben werden, ohne daß direkte Eutrophierungen erfolgen müssen.

Das Auftreten dieses Neophyten in Sandrasen ist überall dort zu erwarten bzw. zu befürchten, wo von benachbarten Schuttplätzen, Bahndämmen, Straßenrändern, verlichteten Auenwäldern ein Übergreifen der auf Ruderalstandorten verbreiteten Hochstaude wegen der räumlichen Nähe ohne Schwierigkeiten möglich ist. Besonders erfolgreich tritt die Art im Reichswaldgebiet auf Strom- und anderen Leitungstrassen auf, wo wegen des auf der Fläche verbleibenden Rohhumus ihre Ansprüche an Nährstoffversorgung wie an Sommerwärme erfüllt werden. Die Eroberung von Sandrasen-Bereichen erfolgt dort häufig gemeinsam mit dem unter 2.2.1.3.5 (S. 126) behandelten Land-Reitgras.

Durch zwischenzeitliche Ackernutzung von Sandrasen (z.B. nach dem Zweiten Weltkrieg) ist mancherorts das Einschleppen von *Solidago canadensis* begünstigt worden. Die Reaktion der Kanadischen Goldrute auf einschürige Mahd wird in den Kap. 2.1.2.1, S.112, und 2.5.1.5, S. 146, beschrieben.

Vitalitätsverluste erleiden die *Solidago*-Arten bei zweimaliger Mahd Mitte Mai und Mitte August, die diesen Pflanzen die Möglichkeit nimmt, in den Rhizomen Reservestoffe zu speichern. Außerdem werden die Goldruten durch diese Maßnahme wirksam an Blüte und Samenverbreitung gehindert. Das Abdecken der Goldruten im April/Mai mit schwarzen UV-Folien führt zu einer schweren Schädigung oder sogar zum Absterben der Rhizome.

2.2.1.3.8 Verhalten und Bedeutung des Japanischen und des Sachalin-Staudenknöterichs (*Reynoutria japonica* u. *R. sachalinensis*)

(Bearbeitet von N. Meyer)

Ein Neophyt, der ebenfalls die Fähigkeit besitzt, große, unduldsame, die angestammte einheimische Vegetation verdrängende Polykormone mit erheblicher Bildung von Wurzel- und Blattmasse zu bilden, ist der Japan-Knöterich. Für seine Schwesterart, den Sachalin-Knöterich, gilt Vergleichbares, wobei dieser jedoch stärker frische, nährstoffreiche Standorte auf mehr lehmigem Boden bevorzugt.

Insbesondere in fluß- und grundwassernahen Bereichen muß daher auf die Staudenknöteriche geachtet werden. Sie vermögen dank ihres gewaltigen Rhizoms nicht nur einmal erschlossene Wuchsorte trotz beliebig häufiger Entfernung durch Rückschnitt oder Mahd zu halten, wie die Exemplare am Westrand des Astheimer Dürringswasen belegen, sondern sind bei Ausfall der Pflege zur Eroberung brachfallender Sandrasen bei völliger Vernichtung des angestammten Bewuchses fähig. Die Bekämpfung der Staudenknöteriche ist somit sehr schwierig. Nur monatliches Ausreißen und Verbrennen führen zu Vernichtungserfolgen.

2.2.2 Wirkung auf die Fauna (Bearbeitet von M. Bräu)

Das Brachfallen von Sandrasen hat für die Fauna zwei wesentliche Konsequenzen:

- Bewirtschaftungsbedingte "Störungen" fallen weg;
- die Struktur des Pflanzenbestandes ändert sich und damit auch die mikroklimatischen Bedingungen in der Krautschicht und auf der Bodenoberfläche; im weiteren Verlauf ändert sich durch die Verschiebungen im Pflanzenartenspektrum auch das Ressourcenangebot für phytophage Tierarten.

Eine Beweidung höherer Intensität verdrängt Arten, deren Lebenszyklus dem Bewirtschaftungsrythmus nicht angepaßt ist. Dazu zählen insbesondere phytophage Tierarten, für die die Nutzung zu einer plötzlichen Reduktion des Nahrungsangebots führt, und Tiere, die zum Nutzungszeitpunkt nicht ausweichen können (z.B. weil sie sich im immobilen Ei- oder Puppenstadium in der Krautschicht befinden und mit abgefressen werden). Unmittelbar nach dem Brachfallen werden in der Regel die Spitzenwerte an Artenvielfalt an Tieren beobachtet, da die frühen Brachestadien zusätzlich beweidungsempfindlichen Arten Lebensraum bieten. Außerdem führt die Zunahme von Streu, Blattmasse, Blüten und Früchten bei Versaumung, wie auch das vermehrte Auftreten von Sukzessionsgehölzen, zunächst zur Erweiterung des Angebots an Nahrungsressourcen. Welche Arten in Jungbrachen einwandern können, ist nicht nur bei Pflanzen, sondern auch bei Tieren vom Umfeld abhängig: die Besiedlungsgeschwindigkeit von Sukzessionsflächen wird entscheidend von der Entfernung möglicher Lieferbiotope und der Mobilität der Tiere bestimmt (vgl. HANDKE & SCHREIBER 1985).

Bei beginnender Verbuschung treten vermehrt Arten auf, die nahrungsökologisch eng an die Sukzessionsgehölze wie die Kiefer gebunden sind und nur an trockenwarmen Standorten vorkommen können. Darüber hinaus können sich bei fortschreitender Verwaldung und somit abnehmender Xerothermie des Mikroklimas auch weitere Insektenarten aus dem reichen Phytophagenkomplex der Kiefer ansiedeln, die ebenso wie dieser Nadelbaum weit verbreitet sind und keine Bestandesgefährdung aufweisen. Wird die Gehölzsukzession durch die Robinie eingeleitet bleibt die vorübergehende Steigerung der Artenvielfalt weitgehend aus, da nur wenige, unspezialisierte Pflanzenfresser der heimischen Fauna in der Lage sind, dieses Fremdgehölz zu nutzen.

Abgesehen von der Bereitstellung zusätzlicher Nahrungsnischen für die Fauna der Sandrasen-Lebensräume kommt den Sukzessionsgehölzen allerdings auch eine Bedeutung als strukturelle Komponente zu. Die halboffene Struktur von brachliegenden Sandrasen-Lebensräumen mit inselartigen Sukzessionsgebüsch ist für manche Vögel wie zum Beispiel die Heidelerche (vgl. Kap. 1.5.2.1.3) günstig. Grenzbereiche zwischen trockenwarmen Offensandbereichen und "offenen" Kiefernwaldrändern ohne Wald-

mantel entsprechen auch dem Habitatschema der Rostbinde (*Hipparchia semele*).

Mit zunehmender Verfilzung brachliegender Sandrasen mit Brachegräsern wie dem Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*), zunehmender Verhochstaudung, Verbuschung und Verwaldung mit Kiefer oder anderen Gehölzen geht, wie bereits in Kap. 2.2.1, S.120, besprochen, die Verdrängung typischer Pflanzenarten der Sandrasen einher. Die Folge davon ist das Verschwinden der phytophagen Tierarten, die an diese Sandrasenpflanzen gebunden sind. Lange bevor die Nahrungspflanzen verschwinden, machen sich jedoch mikroklimatische Veränderungen bemerkbar: an niedrigwüchsige Vegetationsstruktur mit entsprechend heißem, trockenem Mikroklima in Bodennähe gebundene Arten gehen infolge des Brachfallens oft sehr schnell zurück. So scheinen der Kleine Feuerfalter (*Lycaena phlaeas*) und die typische "Sandrasenwanze" *Spathozera dahlmannii* ihre Wirtspflanze, den Zwergsauerampfer (*Rumex acetosella* agg.), nur nutzen zu können, solange diese nicht eingewachsen sind, sondern der Vegetationsbestand einen lückigen, rohbodenreichen Charakter aufweist.

Gleichermaßen negativ reagieren Tierarten der Sandbiotope, die nicht an bestimmte Pflanzenarten gebunden sind, jedoch ebenso besondere Ansprüche an das Mikroklima stellen. Bodenlegende Feldheuschrecken benötigen für die Embryonalentwicklung artspezifische Wärmesummen im Bodenbereich. Durch die dichtere Vegetationsdecke (Verfilzung) gelangt in brachliegenden Sandrasen-Lebensräumen weniger Sonnenenergie an die Bodenoberfläche (es bleibt dort feuchter und kühler), anspruchsvolle Heuschreckenarten werden durch weniger spezialisierte Arten verdrängt. Derselbe Effekt verdrängt auch z.B. xerothermophile Spinnen, Laufkäfer und Ameisen, die auf der Bodenoberfläche jagen. Viele davon sind als optisch orientierte Jäger zusätzlich auf offene Bodenstellen angewiesen.

Die strukturelle Komponente spielt eine entscheidende Rolle für das Verschwinden einiger hochbedrohter Heuschreckenarten aus Sandrasenbrachen: als Beispiele können die Blauflüglige Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*), mit Einschränkung auch die Blauflüglige Ödlandschrecke (*Oedipoda caeruleus*) genannt werden. Für ihr Paarungsritual und ihr Fluchtverhalten (flacher Absprungwinkel) sind sie auf ausgedehnte, rohbodenreiche, vegetationsarme bis nahezu vegetationsfreie Offensand-Partien zwingend angewiesen. Die Blaue Sandschrecke steht in Bayern nicht nur aufgrund der Verluste der Sandrasen-Lebensräume durch unmittelbare Zerstörung kurz vor dem Aussterben. Direkte Ursache für das Verschwinden dieser Schreckenart sind die mit Verbrachung einhergehende abnehmende Lückigkeit der Sandrasen und das allmähliche Zuwachsen der Offensandstellen. Zugleich verschwindet mit den offenen Partien nach und nach die hochgradig bedrohte Faunenfraktion der grabenden, auf Lockerande angewiesenen Arten wie zum Beispiel die "Steppenbiene" *Nomioides minutissimus* oder die "Sandwanzen" *Aethus flavicornis* und *Aethus nigritus*.

Es versteht sich von selbst, daß infolge Beweidungsaufgabe auch auf den Dung von Weidetieren spezialisierte Tierarten verschwinden.

2.2.3 Bewertung

Zweifellos gibt es Brache-Stadien in Sandrasen-Lebensräumen, die aus floristischer und faunistischer Sicht durchaus wertvoll sind, da diese u.a. nutzungsempfindlichen Pflanzen- und Tierarten Refugien bieten, zusätzliche Ressourcen bereitstellen und ein kontinuierliches Ressourcenangebot sichern (z.B. während pflege-/bewirtschaftungsbedingter Engpässe auf den Nachbarflächen).

Bei einer Würdigung dieser frühen Sukzessionsstadien darf jedoch niemals der Umstand aus den Augen verloren werden, daß diese Stadien von relativ kurzer Dauer und ihrerseits pflegeabhängig sind. Zu ihrer dauerhaften Erhaltung sind sie auf Pflegeeingriffe wie Öffnung und Aufreißen der Sandböden, gelegentliche Mahd oder Beweidung, auf Entholungen, gezielte Bekämpfung von Polykormonpflanzen angewiesen, so daß zumindest ein Pflegemanagement wie die "Kontrollierte Brache" stattfinden muß (vgl. Kap. 2.1.2.6, S.116).

Bleiben diese Pflegeeingriffe aus und statt dessen die Brachesituation weiterhin bestehen, so bewirkt der Fortgang der Verbuschung, Verwaldung, Verhochstaudung, Verfilzung und Verheidung mit *Calluna vulgaris* oder *Vaccinium*-Arten den Abbau der entomofaunistisch und anfangs auch floristisch wertvollen Stadien in relativ artenarme Brachegras-, Heidekraut- und Vorwald-Stadien. Mit dem Auftreten ausgedehnter Brachegras-Verfilzungen, Verhochstaudungen und Vorwald-Gruppen verliert sich zugleich immer mehr das markante und unverwechselbare Erscheinungsbild der Sandrasen-Lebensräume: erhebliche Änderungen des Landschaftsbildes sind somit in Kauf zu nehmen.

Bei Verbrachung eines Sandrasen-Lebensraumes fallen mit zunehmendem Vegetationsschluß die besonders gefährdeten, vielfach akut vom Aussterben bedrohten, xerothermophilen Tierarten bald aus. Typische Arten früher Sandrasen-Stadien sind vielfach ebenfalls gefährdet (wenn auch meist weniger akut), da auch sie nur überleben können, solange der trockenwarme Standortcharakter erhalten bleibt und sie bei fortschreitender Verbuschung und Verwaldung nicht durch Waldarten verdrängt werden.

Bei langzeitiger Brache eines Sandrasen-Lebensraumes ist das Verschwinden der Charakterarten dieses Lebensraumes unumgänglich. Der Standortcharakter wird allmählich nivelliert: Die Sandböden werden zunehmend konsolidiert; Humusanreicherungen, Streufilzbildungen und Nadelstreuauflagen und zunehmende Beschattung heben allmählich den vormals extremen Standortcharakter auf, so daß Offensandbewohner wie die Blaue Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*), Tier- und Pflanzenarten der Halbschlußstadien wie der Steppen-Grashüpfer (*Chorthippus vagans*) und die Sandstrohlume (*Helichrysum arenarium*) zum Verschwinden verurteilt sind. Dasselbe Schicksal ereilt die Bewohner der lichten Sand-Kiefernwälder, die wie das Doldige

Winterlieb (*Chimaphila umbellata*), die Flachbärlappe (*Diphysium*-Arten) oder die Frühlings-Küchenschelle (*Pulsatilla vernalis*) auf humusarmes Substrat angewiesen sind. Fällt das Streurechen weg, so entzieht die Entstehung mehrere cm mächtiger Moderhumus- oder Rohhumusdecken unter dem Kiefernschirm diesen Arten ihre standörtliche Grundlage.

Erfolgt die Verdrängung der Tier- und Pflanzenwelt der Sandrasen-Lebensräume durch neophytische Gehölze wie die Robinie oder die Späte Traubekirsche oder durch neophytische Hochstauden wie die Kanadische Goldrute oder den Japanischen Staudenknocherich (*Reynoutria japonica*), so kann dieser Entwicklung noch nicht einmal das Prädikat "natürlich" zugestanden werden. Jahrhundertalte, mitteleuropäische Ökosystem-Typen wie die Sandrasen werden durch erst vor kurzem vom Menschen eingeschleppte Polykormon-Pflanzen verdrängt, die in Mitteleuropa lediglich zum Aufbau primitiver, artenarmer Lebensgemeinschaften imstande sind.

Die späte Brache-Stadien bevorzugenden Arten der Sandrasen-Lebensräume sind heute allenfalls ausnahmsweise gefährdet. Brachezustände stellen heute - jedenfalls verglichen mit annähernd traditionell genutzten Flächen - keine Mangelsituation dar. Für die Sandrasen-Lebensräume trifft heute vielmehr das Gegenteil zu. Nutzungs- und Pflegezustände stellen die Ausnahme, Verbrachungen heute die Regel dar. Aus diesem Sachverhalt ergeben sich entsprechende konzeptionelle Schlußfolgerungen (vgl. Kap. 4).

2.3 Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse

(Bearbeitet von B. Quinger)

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen von Nutzungsänderungen und Störeinflüssen auf Sandrasen behandelt, soweit sie für die Pflegekonzeptplanung relevant sind. Im ersten [Unterkapitel 2.3.1](#) werden zunächst die Auswirkungen der Aufforstung beschrieben. In Anknüpfung an das vorhergehende "Sukzessionskapitel" ([Kap. 2.2](#), S. 120) werden Brache und Aufforstung miteinander verglichen. Ebenso wie die Aufforstungen wirken sich auch Eutrophierungen wohl fast ausschließlich negativ auf Sandrasen-Lebensgemeinschaften aus. Im [Unterkapitel 2.3.2](#) (S. 131) wird dargestellt, anhand welcher "Warnarten" sich schleichende Eutrophierungen erkennen lassen. Das dritte Unterkapitel ([Kap. 2.3.3](#), S. 135) beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Freizeit- und Erholungsbetriebes auf Sandrasen-Lebensräume.

2.3.1 Aufforstung

Aufforstungen stellen a priori eine Zerstörungsform von Sandrasen-Lebensräumen dar. Eine ausführliche Schilderung der Auswirkung der Aufforstung auf die Sandrasen-Vegetation und -Fauna erübrigt sich daher, zumal die Auswirkungen der Beschat-

tung schon im Sukzessionskapitel behandelt wurden.

Letztendlich führen auf den Sandrasen auf die Dauer sowohl Brache wie Aufforstung zu einer +/- geschlossenen Bewaldung. Während bei Brache sich jedoch zunächst mehrere, nebeneinander ablaufende Sukzessionsprozesse beobachten lassen, die während der Divergenzphase (vgl. [Kap. 2.2.1.1](#), S. 120) zu einer Differenzierung zwischen verbuschten, verwaldeten, schwach verfilzten und stark verfilzten Partien führen, verursacht die Aufforstung von vornherein eine Monotonisierung des Lebensraumes. Bei Brache erfolgt diese Monotonisierung erst mit Einsetzen der Konvergenz-Phase (vgl. [Kap. 2.2.1.1](#), S. 120) nach etwa 15-30 Jahren.

Verfilzungen mit dem Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) und Vergrasungen mit der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) kommen zwar in Kiefernauaufforstungen zunächst ebenfalls in Gang. Mit Erreichen des Kronenschlusses werden Verfilzung und Versaumung wegen Lichtmangel sehr stark behindert, jedoch häufig nicht völlig unterdrückt wie es etwa in Fichtenaufforstungen der Fall ist. Nichtsdestoweniger läßt die in Kiefernforsten übliche Bestockungsdichte nur das Überleben ausgesprochen schattenverträglicher Sand-Arten zu. Anspruchsvollere, lichtbedürftige Sandrasen-Arten lassen sich zumeist in 20-30 Jahre alten, dichten Kiefern-Forsten nicht mehr oder nur noch äußerst spärlich auffinden.

Die geschlossenen Nadelstreu-Auflagen in Kiefern-Aufforstungen verursachen, wie ausführlich in [Kap. 2.2.1.3.1](#) (S. 123) behandelt, die Entstehung mehrere cm mächtiger Moder- oder Rohhumushorizonte. Die damit verbundene drastische Absenkung des pH-Wertes auf 4-5 führt zu einer erheblichen Veränderung der edaphischen Verhältnisse im Wurzelraum der Bodenvegetation. Insbesondere wird die Basenversorgung der Bodenvegetation durch derartige Nadelstreu-Moderhumusaufgaben drastisch reduziert. Die Entfernung der Nadelstreu-Moderhumusaufgaben verbessert bei Wiederherstellungsbemühungen die Regenerationschancen der Sandrasen-Vegetation ganz erheblich (vgl. [Kap. 2.5.1.4](#), S. 145 und [Kap. 2.5.2](#), S. 146).

2.3.2 Eutrophierung

Ebenso wie bei den Kalk- und den Silikatmagerrasen ist die Armut an pflanzenverfügbaren Nährstoffen eine elementare Voraussetzung für das Vorkommen der Sandrasen-Vegetation (vgl. [Kap. 1.7.1](#)). Die Stickstoff- und die Phosphornachlieferung in den Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen bewegt sich in etwa in demselben Rahmen wie bei Kalk-Halbtrockenrasen; in den Silbergrasfluren kann sie sogar erheblich darunter liegen (vgl. [Kap. 1.3.3](#) und [JECKEL 1984: 109 ff.](#)). Die Nährstoffarmut der Sandböden beruht in erster Linie auf den Substrateigenschaften dieser Bodenart. Insbesondere reine Quarzsande liefern bei Verwitterungsvorgängen nur sehr geringe Mineralstoffmengen nach. Das früher weithin übliche Streurechen und die Beweidung haben zu den extremen Nährstoffdefiziten mit beige-

tragen. Außerdem ist das Sorptionsvermögen der humusarmen Sande für pflanzenverfügbare Ionen sehr gering, so daß nur wenig eingebrachte Nährstoffe gebunden werden können. Auf vergleichsweise humusreichen Sanden sind die Voraussetzungen zur Bindung von eingebrachten Nährstoffen wesentlich günstiger (Humus-Kolloide wirken als Ionen-Austauscher und erhöhen das Sorptionsvermögen).

Werden in einen Sandrasen Nährstoffe eingebracht, so vermögen anspruchsvollere Ruderal- und Wiesenpflanzen Fuß zu fassen. Diese Arten sind instande, die konkurrenzschwache, sehr genügsame Sandrasenvegetation zu verdrängen. Eine große Zahl der heute in Bayern noch existierenden Sandrasen und Sandrasenreste zeigt Eutrophierungsschäden (vgl. Kapitel 1.11.2.3). Dies gilt leider auch in großem Umfang für Sandrasen, die als Naturschutzgebiete oder als flächenhafte Naturdenkmäler gesetzlichen Schutz genießen. Unbeabsichtigte Nährstoffträge erfolgen zumeist von benachbarten, intensiv genutzten landwirtschaftlichen Nutzflächen aus, die in geringer Entfernung von den Sandrasen liegen, so daß beispielsweise erhebliche Düngermengen eingeweht werden können. Durch Windtransport werden Düngstoffe mitunter weit ins Sandrasen-Innere verdriftet und auf diese Weise eine schleichende Eutrophierung bewirkt. In Sandrasen-Naturschutzgebieten wie dem Astheimer und dem Pettstadter Sand, die inmitten von landwirtschaftlichem Kulturland liegen, lassen sich bis fast ins Zentrum hinein Eutrophierungszeiger nachweisen.

Besonders betroffen von unbeabsichtigten Eutrophierungen sind naturgemäß zumeist die Randbereiche der Sandrasen. Ins Gewicht fallen derartige randliche Eutrophierungen vor allem bei relativ kleinen Sandrasen-Resten, da ein großer Flächenanteil oder sogar der gesamte Rasen von diesem Vorgang erfaßt wird. Die durch randliche Eutrophierungen verursachten Flächen-Verluste an Sandrasen sind in solchen Fällen entsprechend besonders groß. Da Eutrophierungen - wie gesagt - die existentiellen Lebensbedingungen der Sandrasen per se untergraben, muß bei der festzulegenden Pflegeplanung Eutrophierungen weitestmöglich entgegengewirkt werden. Woran sind "schleichende" Eutrophierungen zu erkennen, wie wirken sie sich aus ?

Das Ausmaß der Störung und somit der Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung hängt von der Art, der Intensität und der Dauer der zusätzlichen Nährstoffanlieferungen ab. Bisweilen läßt sich schon aus der Distanz erkennen, daß Sandrasen oder Teile davon eutrophiert sind. Eine größere Wuchshöhe und Wuchsdichte der Vegetation läßt den begründeten Verdacht aufkommen, daß ein Sandrasen Nährstoffeinträge bezieht oder früher zumindest vorübergehend gedüngt worden ist.

Bezeichnend für eutrophierte Sandrasen ist zudem eine vorzeitige, bereits im Juli erfolgende,

bleichfarbene Verstrohung, die zumeist von eingewanderten Fettgräsern wie *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer) und *Dactylis glomerata* (Knäuelgras) verursacht wird. Intakte Sandrasen beginnen erst im September, ihre sommerliche graugrün-graublaue ("glauk") Farbe gegen eine herbstliche, eher graubraune Farbe einzutauschen. Im Frühjahr zeigt ein Sandrasen mit Eutrophierungsschäden "frische" Grüneinfärbungen, die durch Gräser des Wirtschaftsgrünlandes verursacht sind. Auch in dieser Jahreszeit fallen Eutrophierungsschäden daher dem geübten Beobachter sofort auf (vgl. Foto 5, Foto 6).

Ruderalisierungen und Eutrophierungen von Sandrasen können auch durch das Überhandnehmen von Kaninchen verursacht werden. Die Wühlarbeiten und große Kotmengen begünstigen die Ansiedlung von eutraphenten Ruderalarten (BEMMERLEIN-LUX 1992, mdl.).

Nachfolgend werden einige Artenlisten von Blütenpflanzen-Gruppen zusammengestellt, die von einem verbesserten Nährstoffangebot in Sandrasen profitieren. Diese Listen können vorläufig nur einen provisorischen Charakter haben und müssen zudem auf die örtlichen Verhältnisse hin modifiziert werden (einige Ergänzungen möglich, einige Streichungen erforderlich). Da den eutrophierten Sandrasen bisher kaum Aufmerksamkeit zuteil wurde, existieren im deutschsprachigen Raum keine publizierten Untersuchungen zu den Vegetationsveränderungen, die sich auf diesem Rasentyp vollziehen.

Vorläufig sollen die Gefäßpflanzen, die offensichtlich zu den Nutznießern von Eutrophierungen gehören und die sich deshalb als Zeiger- bzw. "Warnarten" (vgl. EGLOFF 1986) für diesen Störeinfluß eignen, unter Auswertung der eigenen Aufzeichnungen (QUINGER/N.MEYER), wie folgt gruppiert werden:

- 1) Bezeichnende Arten der Sandrasen (THERO-AIRION, CORYNEPHORION, ARMERIO-FESTUCETUM). Bei einer schwachen Eutrophierung werden diese Arten offenbar zunächst deutlich gefördert und treten in auffälligen Herden oder in Individuenzahlen und Deckungsgraden auf, wie es in ungestörten Sandrasen niemals zu beobachten ist.

<i>Artemisia campestris</i>	Feld-Beifuß
<i>Dianthus carthusianorum</i>	Karthäuser-Nelke
<i>Erodium cicutarium</i>	Reiherschnabel
<i>Galium verum</i>	Echtes Labkraut
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut
<i>Rumex acetosella</i> agg.	Artengruppe des Zwerg-Sauerampfers
<i>Scleranthus annuus</i>	Einjähriges Knäuelkraut
<i>Trifolium arvense</i>	Hasen-Klee
<i>Vulpia bromoides</i>	Trespen-Federschwingel
<i>Vulpia myuros</i>	Mäuse-Federschwingel*

* Die beiden letztgenannten Arten sind selten und kommen nur in Nordbayern vor.

2) Sandruderalpflanzen der Klassen CHENOPODIETEA UND ARTEMISIETEA.

Hierbei handelt es sich um eutraphente, thermophile und recht trockenheitsverträgliche Arten, die in den Sandgebieten der tiefgelegenen, wärmebegünstigten Beckenlandschaften ihren oder wenigstens einen Verbreitungsschwerpunkt haben.

<i>Artemisia absinthium</i>	Wermut
<i>Asparagus officinalis</i>	Wilder Spargel
<i>Berteroa incana</i>	Graukresse
<i>Chondrilla juncea</i>	Binsen-Knorpelsalat
<i>Crepis tectorum</i>	Mauer-Pippau
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Schmalblättriger Doppelsame
<i>Eragrostis minor</i>	Kleines Liebesgras
<i>Plantago indica</i>	Sand-Wegerich

3) Ruderalpflanzen, z.T. auch Hackunkräuter mit breiter standörtlicher Amplitude. Häufig in eutrophisierte, offene Sandfluren eindringend.

<i>Bromus tectorum</i>	Dach-Trespe
<i>Conyza canadensis</i>	Kanadisches Berufskraut
<i>Digitaria ischaemum</i>	Faden-Fingergras
<i>Echium vulgare</i>	Natternkopf
<i>Hordeum murinum</i>	Mäusegerste
<i>Lepidium virginicum</i>	Virginische Kresse
<i>Melilotus albus</i>	Weißer Steinklee
<i>Melilotus officinalis</i>	Gelber Steinklee
<i>Oenothera biennis</i>	Großblütige Nachtkerze
<i>Poa compressa</i>	Zusammengedrücktes Rispengras
<i>Senecio vernalis</i>	Frühlings-Greiskraut
<i>Senecio viscosus</i>	Klebriges Greiskraut
<i>Setaria glauca</i>	Rote Borstenhirse
<i>Setaria viridis</i>	Grüne Borstenhirse
<i>Solanum nigrum</i>	Schwarzer Nachtschatten
<i>Spergula arvensis</i>	Acker-Spörgel
<i>Verbascum thapsiforme</i> (= <i>densiflorum</i>)	Großblütige Königs-kerze

4) Arten ruderalisierter Wiesen und Rasen. Bei Eutrophierungen vor allem in den halbgeschlossenen und geschlossenen Sandrasen auftretend, weniger in den offenen Sandfluren. Einige Arten sind auf sommerwarme, tiefgelegene Bereiche beschränkt. Ein besonders auffälliger und häufig auftretender Störanzeiger in Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen (ARMERIO-FESTUCETUM) des unteren Rednitz-Regnitz-Beckens und des Maingebietes ist der Straußblütige Ampfer (*Rumex thyrsiflorus*)!

<i>Elymus</i> (= <i>Agropyron</i>) <i>repens</i>	Quecke
<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge
<i>Centaurea stoebe</i> (= <i>C. paniculata</i>)	Rispen-Flockenblume
<i>Crepis capillaris</i>	Haar-Pippau
<i>Hypericum perforatum</i>	Tüpfel-Hartheu
<i>Hypochoeris radicata</i>	Gewöhnliches Ferkelkraut
<i>Malva alcea</i>	Siegmarswurz
<i>Poa trivialis</i>	Gewöhnliches

<i>Rumex thyrsiflorus</i>	Rispengras Straußblütiger Ampfer
<i>Saponaria officinalis</i>	Gewöhnliches Seifenkraut
<i>Silene alba</i>	Weißes Lichtnelke

5) Typische Arten der Fettwiesen und Halbfettwiesen (ARRHENATHERION). Diese Artengruppe faßt vor allem in Halbschluß- und in Vollschlußstadien der Sandrasen Fuß, die bereits über humose Wurzelhorizonte verfügen. In offenen, "blanken" Sandfluren spielen diese Arten auch im Eutrophierungsfall keine oder nur eine untergeordnete Rolle.

<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glatthafer
<i>Achillea millefolium</i>	Schafgarbe
<i>Centaurea jacea</i>	Wiesen-Flockenblume
<i>Chrysanthemum leuc.</i>	Margerite
<i>Dactylis glomerata</i>	Knäuelgras
<i>Lolium perenne</i>	Ausdauerndes Weidelgras
<i>Galium mollugo</i>	Wiesen-Labkraut
<i>Poa pratensis</i>	Wiesen-Rispe
<i>Trifolium pratense</i>	Rot-Klee
<i>Trifolium repens</i>	Weiß-Klee

6) An etwas beschatteten Stellen oder in Waldrandnähe von Eutrophierungen begünstigte Arten:

<i>Calamagrostis epigeios</i>	Land-Reitgras
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	versch. Kleinarten des Brombeer-Aggregates
<i>Rubus idaeus</i>	Himbeere

7) Arten ausdauernder Hochstauden-Ruderalfluren; derartige Hochstaudenfluren sind im Verlauf einer durch Eutrophierung verursachten Sukzession aus offenen Sandfluren hervorgegangen.

<i>Artemisia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Beifuß
<i>Carduus crispus</i>	Krause Distel
<i>Tanacetum vulgare</i>	Rainfarn

2.3.3 Belastungen von Sandrasen durch Freizeitnutzung und Benutzerbetrieb (z.B. als militärisches Übungsgelände)

Als sehr schwerwiegender Belastungsfaktor in Sandrasen können sich die Auswirkungen herausstellen, die mit dem Besucher- und dem Benutzerbetrieb einhergehen. Naturgemäß sind Sandrasen in der Nähe oder innerhalb von Ballungsräumen dem Andrang der Erholungssuchenden in besonderem Maße ausgesetzt. Als exemplarisches Beispiel kann in Süddeutschland der Mainzer Sand in Rheinland-Pfalz gelten; ebenso die Pferdriedsdüne bei Sandhausen, die eingezäunt werden mußte, um sie vor dem Besucherandrang zu schützen.

In Bayern zeigt die Mehrzahl der als Naturschutzgebiete geschützten Sandrasen erhebliche Schädigungen durch den Besucherverkehr, unter anderem der Astheimer Sand bei Volkach und die Offenstettener Dünen bei Abensberg. Bei dem Besucherverkehr handelt es sich keineswegs nur um Spaziergänger. Geradezu ein Charakteristikum der offenen Sandflu-

ren ist ihre Anziehungskraft für den Motocross-Sport. Das sehr unruhig gegliederte und abwechslungsreiche Dünenrelief der Offenstettener Dünen, mit Höhenunterschieden bis zu über 5 Metern auf kleinem Raum, übt einen großen Reiz insbesondere auf die Besitzer von Enduro-Maschinen aus, die hier die technischen Möglichkeiten ihrer Maschinen voll zur Wirkung bringen können.

Traditionell gehören die süddeutschen Flugsandgebiete zu den besonders beanspruchten militärischen Übungsflächen. Mit schweren Kettenfahrzeugen befahrene Sandrasen präsentieren sich bald in einem totalen Degradations-Stadium, wie es etwa auf dem Panzerübungsgelände am Mainzer Sand gegenüber der Autobahn zu betrachten ist, ebenso in Bayern auf Truppenübungsplätzen im Amberger Raum. Leider sind diese Schäden keineswegs so ohne weiteres reversibel; häufig wird beispielsweise das unter geringmächtigen Flugsanddecken anstehende Material, das sich durch vollkommen andere Substrateigenschaften auszeichnet, nach oben "gewühlt". Vertikal von oben nach unten gerichtete Stoffgradienten in den Flugsanddecken gehen dabei völlig verloren oder werden sogar in ihr Gegenteil verkehrt. Nicht selten wird daher auf Panzerübungsplätzen die standörtliche Grundlage für eine oligotraphente Sandrasenvegetation zerstört.

Auch dem immer wieder zu hörenden, undifferenzierten Guthießen von mechanischen Belastungen in offenen Sandfluren durch nichtmotorisierte Besucher ("Tritt nützt der Silbergrasflur!") kann nicht pauschal zugestimmt werden: Zwar erzeugt der "Tritt" neue Offensandstandorte in Sandrasengebieten, so daß etwa die Silbergrasflur (CORYNEPHORETUM) und die Kleinschmielen-Fluren (THEROAI-RION-GES.) neue Wuchsorte vorfinden. Oft wiegen die auftretenden Schäden durch Zerstörung der wertvollen Halbschlußstadien jedoch wesentlich schwerer als der Nutzen, wenn keine angemessene Lenkung des Besucherverkehrs erfolgt.

Als die wichtigsten Wirkungsfaktoren des Freizeit- und Benutzerbetriebes in Sandrasen-Lebensräumen können der Tritt und die Beunruhigung gelten. Während vom Tritt auch positive Auswirkungen für die Erhaltung bestimmter Pflanzengemeinschaften in Sandrasen ausgehen können, ist die Beunruhigung ausschließlich negativ zu bewerten.

2.3.3.1 Trittfaktor

Die auslesenden Eigenschaften des Tritts auf Flora und Vegetation beruhen in Magerrasen nach OBERGFÖLL (1984:119) in erster Linie auf mechanischen Quetschungen, die die Austrocknung der Pflanzen fördern. Die Assimilationsfläche wird verringert, der Gesamtdeckungsgrad reduziert, die Wuchshöhe sinkt, die Blühwilligkeit wird negativ beeinflusst. Bei starker Trittbelastung werden die Sande wieder vegetationsfrei, wobei verfestigte Sande wieder locker getreten werden und verwehen. Nur stark humose Sande neigen bisweilen auch zur Verdichtung (vgl. auch Kap. 1.11.3.4, S. 103)

2.3.3.1.1 Trittbegünstigte Pflanzenarten in Sandrasen

Auf lange Sicht profitieren einige Sandrasenpflanzen vom Tritt; sei es, daß sie trittresistenter sind als die ihnen sonst überlegene Konkurrenz, sei es, daß sie als Pionierarten schneller auf nicht mehr betretene, aufgelassene Wege vorstoßen können. Allerdings gilt dies nur, wenn zu dem Tritt keine Eutrophierungen hinzutreten. Denn auf trittbelasteten, stark humosen und eutrophierten Sanden stellt sich mit dem Weidelgras-Wegerich-Rasen (Lolio-Plantaginatum) lediglich eine "Allerwelts-Trittgesellschaft" ein.

Werden bereits festgelegte Sande wieder geöffnet und lockergetreten, so profitiert davon die Silbergrasflur, die jedoch in Sand-Ökosystemen auch anderweitig gefördert werden kann. Einige oligo- und mesotraphente Pflanzenarten offener Sand-Standorte meiden jedoch die lockeren Flugsande und ziehen ein \pm - verfestigtes Substrat vor. Einige Sandrasenpflanzen lassen eine deutliche Bindung an Wegränder und an ehemals betretene Stellen erkennen. Zu diesen Sandpflanzen gehören:

<i>Aira caryophylla</i>	Nelkenhafer
<i>Aira praecox</i>	Früher Schmielenhafer
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Sand-Hornkraut
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut
<i>Petrorhagia prolifera</i>	Sprossende Felsennelke
<i>Sagina ciliata</i>	Wimper-Mastkraut
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Dreifinger-Steinbrech
<i>Spergularia rubra</i>	Roter Spörgel
<i>Vulpia bromoides</i>	Trespen-Federschwingel
<i>Vulpia myuros</i>	Mäuse-Federschwingel

Die Vertreter dieser Artengruppe sind aus Naturschutzsicht durchweg beachtenswert, einige stehen sogar auf der Roten Liste Bayern und sind dort als "stark gefährdet" eingestuft, wie z.B. die beiden *Aira*-Arten (vgl. Kap. 1.9.1.1.1).

Nicht selten beobachtet man in Sandrasen-Gebieten auf betretenen und befahrenen Stellen die Ubiquisten der Breitwegerich-Trittgesellschaften (Plantaginetea-GES.). Dies ist insbesondere auf humosen (=verbesserter Wasser- und Nährstoffhaushalt) Sanden der Fall, zumal wenn zusätzlich Eutrophierungen erfolgt sind. Zu den eutraphenten Trittpflanzen gehören:

<i>Carex hirta</i>	Behaarte Segge
<i>Cynosurus cristatus</i>	Kammgras
<i>Juncus tenuis</i>	Zarte Binse
<i>Lolium perenne</i>	Ausdauernder Lolch/ Englisches Raygras
<i>Plantago major</i>	Breit-Wegerich
<i>Poa annua</i>	Einjähriges Rispengras
<i>Polygonum arenastrum</i>	Gleichblättriger Vogelknöterich

Außer *Carex hirta* und *Polygonum arenastrum* sind die Vertreter dieser Artengruppen innerhalb der Sandfluren weitgehend auf humusreiche Standorte beschränkt.

Schließlich sei noch auf das Rote Straußgras (*Agrostis tenuis*) und auf den Dreizahn (*Danthonia*)

decumbens) hingewiesen, die in Vollschluß-Sandrasen (z.B. Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen) Trittbelastungen anzeigen können.

2.3.3.1.2 Trittempfindliche Vegetation und Strukturtypen in Sandrasen

Aus Artenschutzgründen besonders wertvolle Vegetations- und Struktur-Typen reagieren leider auf Trittbelastung sehr empfindlich:

- Insbesondere gilt dies für moos- und flechtenreiche Halbschlußstadien in den Sandrasen. In diesen Halbschlußstadien sind besonders seltene und stark gefährdete Arten wie die Silberscharte, die Sandstrohblume, die Sand-Wicke und andere konzentriert (vgl. Kap. 1.4.2.). Werden die Halbschlußstadien mit Tritt belastet, so erfolgt eine rasche Zerstörung der Kryptogamengemeinschaften und die Vegetation wird (bestenfalls!) auf ein artenarmes Pionierstadium zurückgeworfen. Zwar ist ein *Jurinea*-Stock relativ trittresistent; zum erfolgreichen Aufkeimen benötigt die Pflanze jedoch intakte Kryptogamen-Teppiche (vgl. Kap. 1.4.2), so daß *Jurinea cyanoides* mit der Zeit verschwindet, wenn sich die Halbschlußstadien "auflösen" (vgl. PHILIPPI 1971a: 76 ff.). Ähnliches gilt für die Sandstrohblume (vgl. Kap. 1.4.2).

Behält man den Umstand im Auge, daß die Entwicklung solcher Halbschlußstadien sich von vegetationsfreien Sanden aus nur selten in weniger als 10 Jahren vollzieht, oft jedoch länger als 50 Jahre benötigt, so kann man den gravierenden Schaden ermessen, den ihre Zerstörung durch Tritt bedeutet.

- Als sehr schädlich und aus naturschutzbezogenen Erwägungen nicht hinnehmbar hat sich das Betreten der vegetationsfreien Sande während des Sommerhalbjahres herausgestellt. Fast zwangsläufig ist damit die Zerstörung der Wohnröhren und der Nester der sandbewohnenden Insektenarten verbunden. So fallen zum Beispiel dem Tritt die Fangtrichter des Ameisenlöwen (*Myrmeleon spec.*) und die Erdnester der Sandbienen (z.B. Gattung *Andrena*) zum Opfer. Das Betreten der sandigen Wildbienen-Brutplätze führt wegen der starken Veränderungen des Mikroreliefs dazu, daß die im Sandboden nistenden Bienen ihre Nester nicht mehr wiederfinden und daher Brutverluste unvermeidlich sind (vgl. WESTRICH 1989: 76). Die vollständige Zerstörung einer Niströhre ist daher "nicht notwendig", um einen Brutabbruch zu verursachen.

2.3.3.2 Beunruhigung

Ausschließlich negativ zu beurteilen ist die Beunruhigung. Hierunter sind mittelbare Störungen zu verstehen, die ein Tier zum Flüchten vor dem eindringenden Menschen und seinen Begleitern (freilaufende Hunde!) oder vor eindringenden Fahrzeugen veranlassen. Geschieht dies zu oft, so wird beispielsweise der gesamte Fortpflanzungserfolg einer Art in Frage gestellt oder sogar unmöglich gemacht. Emp-

findliche Tiere können schon durch wenige Störungen zur Aufgabe ihres Aufenthaltsgebietes veranlaßt werden, wobei sich solche Arten nicht selten überdies durch hohe Fluchtdistanzen auszeichnen. Als besonders empfindliche und zugleich hochwertige Tierarten der Sandrasen-Lebensräume müssen Vögel wie der Ziegenmelker und der Brachpieper gelten.

2.4 Pufferung und Erweiterung

(Bearbeitet von B. Quinger)

Um Störeinflüsse wie Eutrophierungen (vgl. Kap. 2.3.2, S.131) von Sandrasen fernzuhalten, sind **Abpufferungen** notwendig. Der Abpufferungsbedarf eines Sandrasens steht dabei in einem direkten Verhältnis zur Eintragsgefahr von Nährstoffen, Aerosolen, Herbizid- und Insektizidtröpfchen. Auf Abpufferungsmöglichkeiten und ihre Wirkungen wird im ersten Unterkapitel (Kap. 2.4.1) eingegangen. Ein wirksames Ausschalten von Störeinflüssen kann **Erweiterungen** von Sandrasen und Sandfluren erfordern, die im zweiten Unterkapitel (Kap. 2.4.2, S.137) behandelt werden.

2.4.1 Abpufferung

Abpufferung stellt den Versuch dar, den Eintrag von unerwünschten Nährstoffen wirksam zu unterbinden. Wichtigster Gefährdungsfaktor in diesem Zusammenhang sind die Stoffinputs in Sandrasen, die von intensiv genutzten Agrarflächen aus erfolgen. Darüber hinaus können nicht unerhebliche Stoffeinträge auch von Verkehrsstraßen, insbesondere von stark befahrenen Fernstraßen, gelegentlich auch vom Siedlungsbereich aus vorkommen. Stoffzuflüsse erfolgen zum einen über den Luftweg, zum anderen als lateraler Stofftransport an der Bodenoberfläche mit dem Oberflächenwasser oder im Boden mit dem Bodenwasser als Transportmedium. Stoffzuflüsse über den Luftweg spielen bei Sandrasen zu meist eine erheblich wichtigere Rolle als Wassertransporte. Äolische Transporte können durch Anlage von "Windschutzstreifen" wie Schutzhecken unterbunden werden (vgl. Kap. 2.4.1.1), aquatische Transporte durch Abfanggräben (vgl. Kap. 2.4.1.2, S.136).

2.4.1.1 Windschutzstreifen

Windschutzstreifen verändern die Windgeschwindigkeiten und das Windverhalten in ihrem Vorfeld, vor allem aber in ihrem Rückraum ganz erheblich. Die Wirkungsweise eines Windschutzstreifens hängt stark von der **Windstreifenhöhe H (= H)** und von seiner Durchlässigkeit ab. Enggepflanzte Fichten bilden nach van EIMERN & HACKEL (1979: 213) ein dichtes Hindernis, das vom Wind mehr oder weniger überströmt wird. Eine mittlere Dichtigkeit weisen Schutzpflanzungen aus 2-4reihigen Baum- und Strauchstreifen auf; die Bremswirkung solcher Streifen wird verstärkt, wenn zahlreiche, einzelne Bäume in unregelmäßigen Abständen über die mitt-

lere Höhe des Streifens als "Überhälter" herausragen (vgl. van EIMERN & HÄCKEL 1979: 214). Größere Lücken in den Streifen wirken wie Düsen, hinter denen sich der Wind sogar erheblich verstärken kann. In einreihigen Streifen entstehen besonders leicht große Lücken mit Düsenwirkung.

Wie bereits in **Kap. 2.1.2.1** (S.112) ausgeführt, wirkt eine geschlossene Hecke auf der Luv-Seite eines offenen Sandrasens wie ein dichter Windschutzstreifen. Im Abstandsbereich von Null bis 4-facher Windstreifenhöhe entsteht die stärkste windschwächende Wirkung, wobei Reduktionen bis auf 25% der Freiland-Geschwindigkeit erfolgen können. In diesem Abstandsbereich dringen die Verwirbelungsschleppen nicht bis auf den Boden vor (vgl. **Abb. 2/1**, S. 115).

Im Abstandsbereich von 4-8facher Windstreifenhöhe hinter dichten Windschutzstreifen beeinflussen die Verwirbelungen die Bodenoberfläche. In größeren Entfernungen erreichen die Winde allmählich wieder Freilandstärke, die Verwirbelungen treten weniger in Erscheinung. Ab 20-25 H nach dichten Hindernissen hört die windschwächende Wirkung auf. Bei einem lockeren Windschutz liegt die Zone der stärksten Windschwächung bei 4-8 H. Die Geschwindigkeit unterschreitet dabei jedoch nicht 30% der Freilandgeschwindigkeit. Die Verwirbelungen treten erst bei etwas größeren Abständen von ca. 5-15 H und oft nur bei starken Winden auf. Bei 30-40 H wird hinter "lockeren" Hindernissen die ungeschwächte Windstärke wieder erreicht.

Windschutzstreifen können erheblich dazu beitragen, die Einwehungen von unerwünschten Stoffen in einen Sandrasen zu unterbinden. Dabei kämten die Windschutzstreifen mittels ihrer Gehölze Aerosole nicht unmittelbar aus. Die von den Windschutzstreifen verursachten Veränderungen der Windgeschwindigkeiten und die Erzeugung von Verwirbelungen verändern den Depositionsort von Aerosolen ganz erheblich.

Ihrem Zweck, Eutrophierungen infolge von Einwehungen von Aerosolen und Tröpfchen in einen Sandrasen zu unterbinden, kann eine Schutzhecke deshalb nur nachkommen, wenn auf die Einhaltung der richtigen Abstände geachtet wird. **"Schutzhecken", die auf der Luv-Seite unmittelbar an Sandrasen angrenzen (Abstandsbereich 0-4 H), können ausgesprochen negative Wirkungen auslösen.** Die Windgeschwindigkeiten im heckennahen Sandrasenbereich werden sehr stark reduziert. Dort, wo die Windschwächung am stärksten ist, erfolgt zugleich eine Deposition ackerbürtiger Krumen- und Düngerteilchen, von Gülle-, Herbizid- und Pestizidtröpfchen, so daß gerade in dieser Zone die Eutrophierungen besonders stark sind. Als den Sandrasen nicht förderlich können auch Verwirbelungen (v.a. bei 4-10 H) gelten, die mit derartigen Stoffen angereichert sind.

Erst hinter dieser Verwirbelungs-Zone, wo die Aerosole und die Tröpfchen bereits weitgehend abgesetzt sind, entfaltet eine Schutzhecke uneingeschränkt ihren positiven Zweck für ein Sandrasen-Ökosystem. Der Abstand einer dichten Schutz-

hecke, die auf der Luv-Seite eines Sandrasens ihren Abpufferungszweck wahrnehmen soll, darf nicht unter 10, besser nicht unter 15-20 H zum Sandrasen betragen. **Eine dichte Hecke von 5 Meter Höhe entfaltet ihre Pufferfunktion erst ab 50 und optimal erst ab 75-100 Meter Abstand.** Bei lockeren Hecken liegt der Mindestabstand bei 15-20 H, der optimale Wirkungsbereich bei 25-30 H. Um nicht in den Windstaubereich (und damit wieder in einen Bereich erhöhter Deposition von Aerosolen) zu geraten, müssen dichte Windschutzstreifen auf der Leeseite einen Mindestabstand von 2 H, besser von 4-5 H aufweisen. Bei lockeren Windschutzstreifen liegen die notwendigen Abstandsbereiche auf der Lee-Seite etwa doppelt so hoch (vgl. van EIMERN & HÄCKEL 1979: 213).

Im Abstandsbereich von 15-20 H hinter dichten und von 25-30 H hinter mäßig dichten bis lockeren Windschutzstreifen wird die Freilandwindgeschwindigkeit annähernd wieder erreicht. Dies kann aus Sicht der Sandrasen-Erhaltung durchaus erwünscht sein. Diasporen-Transporte von anemochoren Arten werden durch die weit genug entfernte Windschutzhecke nicht allzusehr behindert. Zudem wird das Bestandesklima nicht unnötig abgemildert. Die Windexposition eines Sandrasens kann erheblich für eine extreme Standortbeschaffenheit (führt zu verstärktem Trockenstreß!) mitverantwortlich sein.

Zum Ausfilterungsgrad an Aerosolen, den im richtigen Abstandsbereich gepflanzte Hecken erreichen, liegt unseres Wissens bisher keine Literatur vor. Inwieweit mit Schutzhecken-Anlagen tatsächliche wirksame Abpufferungen erzielt werden können, entzieht sich mithin unserer Kenntnis. Selbstverständlich kann die Filterwirkung einer Hecke nur wirksam werden, wenn der Zwischenraum zwischen Sandrasen und Schutzhecke naturschutzbezogen genutzt und dort keine transportablen Nährstoffe ausgebracht werden. Auch bei Schutzheckenanlagen erfordert die Abpufferung wegen der notwendigen hohen Abstände eine erhebliche flächenmäßige Erweiterung des Gebietes, das naturschutzbezogen behandelt werden muß. Über die notwendigen Pufferabstände, die vorliegen müssen, wenn keine Windschutzstreifen zwischen einem Sandrasen und einer Agrarfläche mit einem erheblichen Aerosol-Output eingeschoben sind, fehlt es bis heute an gesicherten Erfahrungen. Zwischen der Kernzone eines Naturwaldreservates und einem Nährstoff-Emittenten sollen als Faustwert mindestens 100 Meter breite, bewaldete (!) Pufferzonen eingerichtet werden, die schutzzweckbezogen zu nutzen sind (ALBRECHT 1991, mdl.).

Aufs Offenland übertragen, werden lateral erfolgende Nährstoff-, Herbizid- und Insektizid-Einwehungen auf der Luv-Seite wahrscheinlich erst bei Abständen von mindestens 200-300 Meter vernachlässigbar gering.

2.4.1.2 Abfanggräben

Die Abpufferung der Sandrasen-Lebensräume von Nährstoffeinträgen mittels Abfanggräben spielt na-

turgemäß auch potentiell nur eine geringe Rolle, da Nährstoffe diesem Lebensraum-Typ nur selten durch Oberflächenwasser oder Bodenwasser zugeführt werden. Bei Terrassen-Sandrasen in den Talflanken des Maintals, an die an der Oberseite intensiv genutzte landwirtschaftliche oder gärtnerische Kulturflächen anschließen, können Nährstoffeinträge nach Starkregen über zufließendes Oberflächenwasser erfolgen. Etwa 0,3 bis 0,5 Meter tiefe Abfanggräben können das nährstoff- und schadstoffbelastete Oberflächenwasser zurückhalten, das dem zu schützenden Sandrasen-Gebiet zuströmt.

2.4.2 Erweiterung

Wirksame Abpufferungen können letztlich ihren Zweck nur erfüllen, wenn die Größe der abgepufferter Sandrasen-Fläche ausreicht, um wenigstens die wichtigsten Ziele, wie Erhaltung der Lebensgemeinschaft und einiger gefährdeter Arten, zu erreichen. In den Kapiteln 1.11.2.1 wurde schon auf die oftmals nur noch sehr geringe Größe und auf die Zersplitterungen der Sandrasen hingewiesen und die Gefährdung betont, die sich aus dieser Zustandsbeschaffenheit ergibt.

Größenmaße und somit **Minimum-Areale** für den Lebensraum-Typ Sandrasen/Sandflur zu benennen, welche ausreichen, um Sandökosystem-Lebensgemeinschaften auf Dauer zu erhalten, scheint nicht möglich zu sein. Dieser für Arten- und Biotop-schutz-Überlegungen grundsätzlich so wichtige Faktor müßte für jede lokale Konstellation eigends bestimmt werden, wobei es fraglich ist, ob sich bei einer derartigen Vorgehensweise überhaupt verwertbare Resultate erzielen ließen. Dennoch stellt das Instrument "Erweiterung" eine sinnvolle und wichtige "Möglichkeit für Pflege und Entwicklung" in der Naturschutzpraxis dar und hat deshalb ein Anrecht, im Kapitel 2 dieses Bandes behandelt zu werden:

- Die "Erweiterung" eines "Pflege- und Entwicklungsgebietes" stellt häufig die Grundvoraussetzung für erfolversprechende Pufferungen dar, die wenigstens kurz- oder mittelfristig weitere Degradationen vorhandener Sandrasen-Reste aufgrund von Schadstoffeinträgen unterbinden oder wenigstens erheblich abdämpfen.
- Die "Erweiterung" eines "Pflege- und Entwicklungsgebietes" kann die Voraussetzung dafür darstellen, das Gebiet überhaupt pflegbar zu machen. Schafweiden-Reste unter 2-3 Hektar Größe eignen sich nicht mehr oder nur noch eingeschränkt für die Beweidung durch den Schäfer, Flächen unter 1.000-2.000 m² Größe werden in der Regel nicht mehr gemäht. Handelt es sich bei dem **Minimum-Areal** um eine theoretische, in der Praxis kaum verwertbare Größe, so stellt im Unterschied dazu die "**Mindest-Pflegegröße**" ein relativ leicht ermittelbares Maß dar. Im realen Naturschutz-Geschehen steht und fällt ein Sandrasen-Pflegegebiet damit, ob es diese Mindest-Pflegegröße erreicht oder nicht. (Näheres zum "Minimum-Areal" in [Kap. 2.6.1.1](#), S.151

unter Punkt 2, Näheres zur Mindest-Pflegegröße in Kap. 3.3.)

- Die "Erweiterung" eines "Pflege- und Entwicklungsgebietes" über das vormalige Kerngebiet hinaus stellt die Voraussetzung für Regenerationsbemühungen im Umfeld der Restfläche, für Neuanlagen und für Verbesserungen der Verbund-Situation dar. Eine fundierte Pflege- und Entwicklungsplanung wird ohne Wiederherstellungs- und Vernetzungsbemühungen nicht auskommen, wenn die Restflächen eindeutig zu klein und die Zersplitterungen zu groß geworden sind. In den beiden anschließenden Kapiteln 2.5 und 2.6 wird deshalb ausführlich auf die Auswirkungen von Wiederherstellungs- und Verbundmaßnahmen eingegangen.

2.5 Wiederherstellung und Neuanlage

(Bearbeitet von B. Quinger)

Gepflegt werden Flächen, die als Sandrasen bzw. als deren Kontaktgemeinschaften (z.B. lichte, hagere Sand-Kiefernwälder) gelten können. Wiederherstellung und Neuanlage erfolgen dagegen auf Flächen, die zumindest zu Beginn der naturschutzbezogenen Maßnahmen nicht mehr den Sandrasen und deren Kontaktgemeinschaften zugerechnet werden können.

In der Pflege- und Entwicklungsplanung spielen Wiederherstellung und Neuanlage von Sandrasen eine zunehmend wichtige Rolle. Die stark geschrumpften und zumeist extrem bedrohten Sandrasen-Bestände genügen vielfach nicht mehr den Mindestanforderungen für eine dauerhafte Sicherung der charakteristischen Arten- und Populationsstrukturen der Lebensgemeinschaften der Sandrasen (vgl. Kap. 1.11.2.1 und 1.11.3). Die sorgfältige Erhaltung und Pflege einigermaßen intakter Reste bedarf somit der Ergänzung durch Wiederherstellungs- und Neuschaffungsstrategien.

Unter **Neuanlage** von Sandrasen wird in diesem Band die Anlage dieses Rasentyps auf eigens dafür eingerichteten Standorten verstanden. Die **Wiederherstellung** eines Magerrasens erfolgt im Gegensatz dazu ohne grobe standörtliche Eingriffe; der Standort wird dabei höchstens insofern verändert, als durch den Menschen eingebrachte Nährstoffe wieder entzogen oder Streufilz- und Nadelstreu-decken abgeräumt werden. Der "Neuanlage" von Magerrasen werden recht unterschiedliche Vorgehensweisen zugerechnet. Als Neuanlage gilt, wenn zu diesem Zweck beispielsweise der (stark aufgedüngte) Oberboden abgeschoben wird.

Im **Unterkapitel 2.5.1** werden Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage und ihre Auswirkungen beschrieben. Das **Unterkapitel 2.5.2** (S.146) faßt die im **Kapitel 2.5.1** vorgestellten Maßnahmen zur Wiederherstellung und Neuanlage im Hinblick auf ihre Chancen zusammen, zur Restitutions- und Neuschaffung von Sandrasen einen Beitrag leisten zu können. Die Möglichkeiten, aber auch die Grenzen des Instruments "Wiederherstellung und Neuanlage" zur

Entwicklung von Sandrasen werden in diesem Kapitel aufgezeigt.

2.5.1 Wege zur Wiederherstellung und Neuanlage

Die Wiederherstellung von Sandrasen kann grundsätzlich von höchst unterschiedlichen Ausgangssituationen aus auf sehr verschiedenartigen Wegen beschritten werden. Als gemeinsames, verbindendes Merkmal müssen diese Ausgangspositionen jedoch die Eigenschaft aufweisen, überhaupt zu den **potentiellen Sandrasen-Standorten** zu gehören. Die Wesensbeschaffenheit des potentiellen Sandrasen-Standorts und die Vorkommen solcher Standorte in Bayern werden in **Kap. 2.5.1.1** beschrieben.

Eine sowohl quantitativ als auch in der Verfügbarkeit der Flächen besonders wichtige Ausgangslage für Wiederherstellungsbestrebungen stellen heute Wirtschaftsgrünlandbestände dar. Die Möglichkeiten der **Rückführung des Wirtschaftsgrünlandes in Sandrasen oder wenigstens sandrasen-artige Bestände** sind Gegenstand des **Kap. 2.5.1.2** (S.138).

Mit der **Wiederbegründung von Sandrasen auf Acker- und Weinbergsgelände** beschäftigt sich das **Kapitel 2.5.1.3** (S.144). Eine weitere Ausgangssituation auf jahrzehntealten Brachen stellen bereits geschlossene **Verbuschungen und Verwaldungen** dar. Die Wiederherstellung von Sandrasen, ausgehend von bereits stark verbuschten und verwaldeten Brachestadien **sowie von bereits geschlossenen Aufforstungen** auf Magerrasen-Standorten, sind Thema des **Kap. 2.5.1.4** (S.145).

Brachgefallene Sandrasen sind heute nicht selten durch Verfilzung und Verhochstaudung (vgl. **Kap. 2.2.1.3.5**, S.126 u. **Kap. 2.2.1.3.7**, S.128) nicht selten so stark verändert, daß bei Wiederaufnahme der Mahd oder der Beweidung zunächst von einer "Wiederherstellung" der Sandrasen gesprochen werden muß und nicht mehr von einer "Pflege" die Rede sein kann. Die Regeneration von **Sandrasen aus völlig verfilzten oder verhochstaudeten Beständen** wird in **Kap. 2.5.1.5** (S.146) behandelt.

Die **Neuanlage von Sandrasen** wird in Kapitel 2.5.1.6 (S.146) erörtert. Es wird auf die Neuschaffung von Sandrasen auf **anthropogenen Rohboden-Standorten**, auf **Straßenböschungen** und **Strom - Leitungstrassen** eingegangen.

2.5.1.1 Potentielle Sandrasen-Standorte in Bayern

Als **potentielle Magerrasen-Standorte** definiert SCHIEFER (1984: 56 ff.) Standorte, die bei einschüriger Mahd oder extensiver Beweidung ohne Zugabe von Dünger Magerrasen tragen würden. Durch Düngung können die standörtliche Ungunst beseitigt und Fettwiesen geschaffen werden. Auf **natürlichen Fettwiesen-Standorten** (günstige Kombination aus Klima, Bodenwasserhaushalt, natürlicher Nährstoffnachlieferung) können auch bei vollständigem Düngerverzicht keine Magerrasen entstehen.

Als Sandrasen-Standorte kommen in Bayern vor allem **allochthone** (fremdbürtige) Flug- und Terrassen-Sandstandorte mit geringmächtiger oder fehlender Humusaufgabe in Frage. Dieser Standort-Typ kommt in Bayern an folgenden Stellen vor:

- Entlang des Untermain (z.B. bei Kahl/Alzenau) und des Mittleren Mains (z.B. bei Volkach-Kitzingen);
- im westlichen Steigerwaldvorland (z.B. bei Grettstadt-Schwebheim);
- im Rednitz-Regnitzbecken einschließlich des Regnitzmündungsgebietes bei Bamberg und Hallstadt;
- im unteren Pegnitztal;
- im Bereich der Wörnitz-Terrassen, Ries- und nördl. Riesvorland;
- im Sulzthal südlich von Neumarkt i.d. Oberpfalz;
- im Naabtal bei Kallmünz, Teublitz-Schwandorf und der Bodenwöhrer Senke;
- südlich Grafenwöhr/Oberpfalz, Haidenaab-Gebiet;
- im Abensberger Dünengebiet (insbesondere bei Siegenburg und Offenstetten);
- im Tertiärhügelland bei Schrobenhausen, Sandzell, Gröbern und Hohenwart.

Weniger typische Sandrasen bilden sich auch auf **autochthonen** Verwitterungssanden, etwa des Oberpfälzer Kreidegebietes, des Sandsteinkeupers, des Tertiärhügellandes oder der Tertiärsande der Naab-Wondreb-Senke und des Fichtelgebirges aus. Sandrasen-ähnliche SEDO-SCLERANTHETALIA-Fluren entstehen auch in tiefer gelegenen, tiefgründig verwitterten Kristallingesteinsgebieten (z.B. Regensburger und Falkensteiner Vorwald, Naabgebirge, Pfahl), Kleinschmielen (AIRION)-Fluren auch im Sandsteinkeuperbereich und im Oberpfälzer Hügelland.

2.5.1.2 Wiederherstellung aus Wirtschaftsgrünland

Eine erfolgreiche Rückführung von Sandrasen aus Wirtschaftsgrünland setzt die Beseitigung der Ursachen voraus, die zur Umwandlung der vormaligen Sandrasen in artenarmes, produktives Grünland geführt haben:

Die Verdrängung der anspruchslosen, jedoch nur auf oligotrophen Standorten konkurrenzkräftigen Sandrasen-Arten durch die anspruchsvollen Arten des Wirtschaftsgrünlandes beruht in erster Linie auf der Zugabe von Dünger jedweder Form. Eine Regeneration der Sandrasen-Vegetation ist daher nur möglich, wenn die dafür ausersehenen Standorte so stark ausgehagert werden können, daß der Nährstoffbedarf der Arten des Wirtschaftsgrünlandes nicht mehr gedeckt werden kann und diese daher ihren Platz den Sandrasen-Arten räumen müssen. **Die pflanzenverfügbaren Stickstoff- (N), Phosphor- (P) und Kaliumgehalte (K) müssen deshalb auf Magerrasen-Niveau gesenkt werden.**

Nicht übersehen werden darf zudem, daß die Sandrasen-Arten aufgrund eines im Vergleich zu den Arten des Wirtschaftsgrünlandes meist längeren Entwick-

lungszyklus an andere Bewirtschaftungsformen optimal angepaßt sind. Die Arten intensiv genutzter Wiesen kommen mit einem Vielschnittregime zurecht; Sandrasen-Arten dagegen vertragen oft nur einen, maximal zwei Schnitte pro Jahr. Die Arten intensiv genutzten Weidegrünlandes sind an wesentlich längere jährliche Weideperioden und höhere Beweidungsdichten angepaßt als die Arten der Magerrasen. Erfolgt die Regeneration durch Mahd, so muß ein Mahdregime festgelegt werden, das die gewünschte Aushagerung ermöglicht und zugleich durch die Wahl günstiger Mahdzeitpunkte und einer bestimmten Mahdhäufigkeit die allmähliche Sukzession zu einer magerrasen-artigen Vegetation hin begünstigt oder wenigstens nicht behindert.

Da die Mahd von allen in der Praxis anwendbaren Bewirtschaftungsformen am wirksamsten eine Aushagerung durch Abschöpfung von Nährstoffen über das Mahdgut verspricht, erfolgte die Mehrzahl der Versuche zur Regeneration eines nährstoffarmen bis mäßig nährstoffreichen, artenreichen Grünlandes aus nährstoffreichem, artenarmen Wirtschaftsgrünland durch diese Bewirtschaftungsform (z.B. bei SCHIEFER 1984, OOMES & MOOI 1985, BAKKER & DE VRIES 1985, SCHMIDT 1985, EGLOFF 1986, KAPFER 1988).

Diese Arbeiten werden in diesem Band auf ihre auf das Problemfeld "Rückführung von Sandrasen aus Wirtschaftsgrünland durch Mahd" übertragbaren Ergebnisse im [Kapitel 2.5.1.2.1](#) hin ausgewertet. Erstaunlicherweise liegt ganz allgemein zur Wiederherstellung von Magerrasen aus Wirtschaftsgrünland durch Mahd bisher kaum Literatur vor. Eine beachtenswerte Ausnahme bildet lediglich die Arbeit von SCHIEFER (1984)*, in der Sandstandorte allerdings keine Rolle spielen.

Die Rückführung von Magerrasen aus bisherigem Wirtschaftsgrünland mittels Beweidung benötigt mutmaßlich wesentlich größere Zeiträume. Mit den Möglichkeiten, die sich durch Schafbeweidung bieten, haben sich BAKKER et al. (1983) beschäftigt. Nähere Ausführungen hierzu sind im [Kap. 2.5.1.2.2](#), S.143, zu finden.

Auf offene Fragen, Kenntnislücken und auf den Forschungsbedarf zur Problematik der Rückführung von Wirtschaftsgrünland in Sandrasen oder sandrasen-artige Vegetationsbestände wird im [Kap. 2.5.1.2.3](#) (S.144) hingewiesen.

2.5.1.2.1 Wiederherstellung durch Mahd

Abgesehen von SCHIEFER (1984), der die Aushagerungsmöglichkeiten einiger potentieller Halbtrockenrasen-Standorte behandelt, beschränken sich die vorliegenden Untersuchungen auf die Thematik "Umwandlung von nährstoffreichem, artenarmen Wirtschaftsgrünland in artenreicheres, nährstoffärmeres Grünland auf frischen oder gar feuchten, grundwasserbeeinflussten Standorten" (z.B. BAK-

KER & DE VRIES 1985, KAPFER 1988). Die Versuche von SCHMIDT (1985) erfolgten auf natürlichen Anreicherungsstandorten mittlerer Feuchte, also nicht auf potentiellen Magerrasen-Standorten im oben definierten Sinne (vgl. [Kap. 2.5.1.1](#), S.138). Einige Ergebnisse dieser Versuche sind jedoch für die Wahl des Schnittregimes auf potentiellen Sandrasen-Standorten von Relevanz.

Nachfolgend werden die wichtigsten, sicht- und meßbaren Auswirkungen der Aushagerung dargestellt. Das erste [Unterkapitel 2.5.1.2.1.1](#) beschäftigt sich mit der Ertragsentwicklung, das zweite [Unterkapitel 2.5.1.2.1.2](#) (S.140) mit den Nährstoffentzügen, die bei Aushagerungsmahd auftreten. Im dritten [Unterkapitel 2.5.1.2.1.3](#) (S.141) wird besprochen, welche Vegetationsveränderungen bei diesen Versuchen beobachtet wurden; insbesondere wird auf allgemein gültige Gesetzmäßigkeiten des Sukzessionsverlaufes der Wirtschaftsgrünland-Aushagerungen aufmerksam gemacht.

2.5.1.2.1.1 Ertragsentwicklung

Voraussetzung für die Entwicklung einer magerrasenartigen Vegetation ist die Senkung des Ertragsniveaus des Grünlandes auf eine Trockensubstanz-Produktion von unter 3,5 t TS/ Hektar und Jahr (vgl. SCHIEFER 1984: 56). Erst auf diesem Ertragsniveau vermögen sich Magerrasen-Arten auszubreiten und dominant zu werden. Die konkurrenzkräftigen Arten des Wirtschaftsgrünlandes beginnen zu kümmern und ihren Platz zu räumen. Deutlich erhöhte Artenzahlen in Grünlandbeständen stellten AL-MUFTI et al. (1977) und VERMEER & BERENDSE (1983) erst auf Ertragsniveaus von 4-5 t TS/ha und Jahr fest.

Die Geschwindigkeit von Ertragsrückgängen bei Mahd hängt stark von dem Nachlieferungsvermögen und von der Pufferkapazität der Böden ab. Über Sandböden mit ihrem vergleichsweise geringem Sorptionsvermögen wurden Ertragsrückgänge in Grünlandbeständen bereits nach kurzer Zeit nachgewiesen:

- Nach OOMES (1977) und OOMES & MOOI (1985: 60 u. 64) erfolgte in als "POO-LOLIETUM" bezeichneten Grünlandbeständen über feuchten, stark humosen Sandböden mit niedriger Sorptionskapazität bei einem Zweischnittregime innerhalb von zwei Jahren ein Ertragsrückgang von 10,5 t TS/ha auf 6,5 t TS/ha. Anschließend verlief der Ertragsrückgang wesentlich langsamer. Acht Jahre nach der Entlassung des Grünlandes aus der intensiven Nutzung (250 kg N/ha und Jahr) stabilisierte sich die Trockensubstanzproduktion auf 4-5 t TS/ha und Jahr.
- Eine ähnliche Ertragsentwicklung ermittelten BAKKER et al. (1980) und BAKKER & DE VRIES (1983) in Grünlandbeständen auf feuchten Sandböden. Innerhalb von sieben Jahren

* Vgl. demgegenüber das mittlerweile große Literaturangebot zur Pflege von Magerrasen, insb. Kalkmagerrasen.

senkte sich der Ertrag von 10-11 t TS/ha und Jahr auf 4-5 t TS/ha und Jahr.

- Auf Sandboden mit schwach humosem Oberboden erfolgte nach WIND (1980) in einer Zeitspanne von acht Jahren sogar ein Ertragsrückgang von 10 auf 1-2 t TS/ha und Jahr (zit. in OOMES & MOOI 1985: 64).

An ton- und feinschluffreichen Standorten, die sich durch ein gutes Sorptionsvermögen auszeichnen, wurden dagegen deutliche Ertragsrückgänge erst nach wesentlich längeren Zeiträumen beobachtet:

- Beim Grünlandextensivierungsversuch "Relliehausen" ermittelte MAEHRLEIN (1993) auf humosem, sandigem Lehm nach 5 Jahren Trockenmasseertragsverluste (bei Wiesennutzungsvarianten unter Naturschutzaufgaben) in Größenordnungen von 25-50%.
- 8 Jahre Aushagerungsschnitt (2 Schnitte pro Jahr) einer Glatthaferwiese auf wechselfeuchten, tonreichen Anmoorgleyen bewirkten nach OOMES & MOOI (1981) einen Rückgang von anfänglich 6-7 auf 5,6-6,1 t TS/ha und Jahr.
- 20 Jahre Aushagerungsschnitt (2 Schnitte pro Jahr) führten bei einer zu Versuchsbeginn nur mäßig nährstoffreichen, mäßig feuchten *Holcus lanatus*-Wiese auf tonreichem Boden zu einem Ertragsrückgang von 5,2 t TS/ha und Jahr auf 4,1 t TS/ha und Jahr (ELBERSE et al. 1983).

Auf tonarmen, nicht-durchschlickten und insofern den Sand-Standorten vergleichbaren Niedermoorstandorten fand KAPFER (1988: 107) bei Kohldistelwiesen bereits nach 1-2 Jahren Ertragsrückgänge auf das Niveau mesotropher Streuwiesen. Eine Aushagerung auf das Ertragsniveau von Streuwiesen erwartet KAPFER (1988: 110 f.) auf durchschlickten, tonreichen Niedermoorböden dagegen erst nach einem Zeitraum von 10-15 Jahren, da diese puffer- und sorptionsstarken Böden nur langsam "leergepumpt" werden können. Die Unterschiede im Ertragsverlauf von Grünlandbeständen bei der Aushagerung in Abhängigkeit vom Sorptionsvermögen des Bodens verdeutlicht [Abb. 2/7](#), S. 141

Diese Unterschiede gelten für potentielle Magerrasen-Standorte ebenso wie für potentielle Streuwiesen-Standorte und sind deshalb von verallgemeinerbarer Bedeutung. Wegen der +/- niedrigen Sorptionskapazität der potentiellen Sandrasen-Standorte zeigen diese bei Aushagerungsvorgängen den Kurvenverlauf P₂.

2.5.1.2.1.2 Nährstoffentzüge

Eine rückläufige Ertragsentwicklung deutet zuverlässig auf eine Senkung der Nährstoff-Vorräte hin. Magerrasen-Niveau wird erreicht, wenn eine Trockensubstanzproduktion von etwa 3,5 t/ha und Jahr unterschritten wird. Ertragsrückgänge treten auf, wenn zumindest ein Nährstoff für eine oder mehrere bestandesbildende Wirtschaftsgrünland-Arten ins Minimum gerät. Der Nährstoffbedarf der vorhandenen Vegetation kann nicht mehr in der bis zu diesem Zeitpunkt üblichen Form gedeckt werden, so daß die Phytomasseproduktion abnimmt und Änderungen

in der floristischen Zusammensetzung hinsichtlich Abundanz, Dominanz und Beschaffenheit des Artenspektrums eintreten.

Die Raten von Ertragsabschöpfung und Nährstoffentzug müssen keineswegs zusammenhängen. Mit der Erhöhung der Schnitzzahl nehmen die N-Entzüge stärker zu als die Ertragsabschöpfungen, da mit erhöhter Schnitthäufigkeit die Pflanzendecke zunehmend in einem Jungstadium abgemäht wird (SCHIEFER 1984: 49). Diese Jungstadien weisen höhere Nährstoffgehalte auf als die Reifestadien, so daß das Mahdgut bei Vielschnitt höhere mittlere Stickstoff-Gehalte (vgl. SCHMIDT 1985: 93) und Phosphor-Gehalte (vgl. SCHIEFER 1984: 48 f.) aufweist. Die frisch gemähte Grasnarbe zeichnet sich nach SCHMIDT (1985: 93) durch eine hohe Stickstoff-Aufnahmebereitschaft aus.

Nachfolgend werden die Zusammenhänge dargestellt, die sich zwischen vorgenommenem Schnittmanagement einerseits und Nährstoffentzügen andererseits nach den bisher durchgeführten Versuchen zur Thematik Grünland-Aushagerung abzeichnen. Nährstoffentzüge lassen sich am besten über die Nährstoffgehalte des Schnittguts, weniger sicher über Bodennährstoffanalysen feststellen (vgl. OOMES & MOOI 1985). Dargestellt werden im einzelnen die drei Schlüssel-Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium.

Stickstoff

Ein Mahdregime, daß einen Stickstoff-Nettoentzug herbeiführt, muß größere Stickstoffmengen abschöpfen als durch N-Mineralisation und durch Immissionen ersetzt werden (vgl. Kap. 1.3.4.1). N-Nettoentzüge dürften gegenwärtig demnach nur dann erfolgen, wenn pro Hektar und Jahr mehr als 30-40 kg abgeschöpft werden. Exakte Messungen, wieviel Stickstoff **heute** die mäßig trockenen und frischen Sandrasen wie zum Beispiel das ARMERIO-FESTUCETUM durch N-Mineralisation und Immissionen beziehen und wieviel ihnen durch die einschürige Mahd wieder entzogen wird, liegen unseres Wissens nur von JECKEL (1984) (vgl. Kap. 1.3.3) vor.

Bei seinen Aushagerungsschnitten, die allerdings auf potentiellen Fettwiesen-Standorten stattfanden, ermittelte SCHMIDT (1985: 93) bei einmaliger Mahd nur Bruttoentzüge von 11-34 kg N/ha und Jahr. Bei zweimaliger Mahd wurden zwischen 59 und 82 kg N/ha und Jahr, bei vierfacher bzw. achtfacher Mahd 128 bzw. 155 kg N/ha und Jahr entzogen.

Nach SCHIEFER (1984: 37 u. 48 f.) wurden bei zwei- bis dreimaliger Mahd auf einer Versuchsfläche mit einer "Trespen-Bergglatthaferwiese" bei Riedböhringen in der Baar in den Jahren 1958-1960 im Durchschnitt zunächst 153 kg, von 1963-1965 im Durchschnitt 85 kg N/Hektar und Jahr entzogen.

Phosphor

Während vom **N-Entzug** auf lehmigen Mineralböden zunächst **die Geschwindigkeit der Aushagerung** weitgehend bestimmt wird, spielt bei dem **mittelfristig erzielbaren Aushagerungsgrad**

(Zeitraum ca. 10-30 Jahre) offenbar auch die **Ver-ringerung der pflanzenverfügbaren Phosphor-Vorräte** eine entscheidende Rolle.

In feinkörnigen Böden beträgt die Auswaschung in der Regel weniger als 0,3 kg Phosphor/ha und Jahr, so daß P-Verarmungen nur nach sehr langen Zeiträumen erfolgen können, sofern keine Entzüge durch Ernteabschöpfungen stattfinden (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1976: 253). Nach KLAPP (1971: 177) steigt im Wirtschaftsgrünland das P-Düngebedürfnis bei Vielschnitt an (entsprechend dürfte bei Vielschnitt mehr P entzogen werden!). In den Niederlanden rechnet man nach den von KLAPP wiedergegebenen Werten mit folgendem Düngerbedarf (in kg P₂O₅/ha):

reine Weidenutzung	20-30
1 Schnitt	45
2 Schnitte	75

Bei Aushagerungsversuchen wurden folgende P-Abschöpfungen ermittelt:

- BAKKER & DE VRIES (1985) maßen bei einem Zweischnitt-Regime in einer frischen Wiese von 1975 - 1983 jährliche Entzüge von ca. 40 kg P/ha und Jahr, ein Rückgang der P-Abschöpfung wurde nicht festgestellt.
- KAPFER (1988: 76 ff.) erzielte in Kohldistelwiesen auf mineralstoffreichen Niedermoorböden P-Entzüge zwischen 50-70 kg/ha und Jahr bei dreifachem Schnitt. Einmaliger Schnitt pro Jahr entzog auf derselben Dauerfläche in einer anderen Parzelle 30 kg. Auf einer schwach gestörten Pfeifengraswiese betrug der Entzug bei dreifachem Schnitt weniger als 20 kg/ha und Jahr.

Über Phosphor-Entzüge bei einem differenzierten Aushagerungsschnitt-Management auf potentiellen Standorten von Sandrasen liegen unseres Wissens keine Zahlen vor.

Kalium

Die Bedeutung des Kaliums als möglicher Minimumfaktor bei der Pflanzenernährung hängt stark von den edaphischen Verhältnissen ab. Auf lehmig-tonigen Böden tritt selten Kaliummangel auf. An lehmigen Standorten, auf denen beispielsweise Kalkmagerrasen oder Silikatmagerrasen regeneriert werden sollen, kommt das Kalium als möglicher Minimumfaktor kaum in Frage.

Entsprechend seiner viel höheren Bodenbeweglichkeit wird K auf tonärmeren und auf moorigen Böden viel leichter als P ausgewaschen (vgl. KLAPP 1971: 178). In Sandböden beträgt der Gehalt an austauschbarem Kalium meist weniger als 100 ppm (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1976: 217). Wegen der niedrigen Gehalte an Tonmineralen ist auch das K-Fixierungsvermögen der Sandböden nur gering. Bei ihren Aushagerungsversuchen auf frisch-feuchten Sandböden mit einem POO-LOLIETUM als Ausgangsvegetation ermittelten OOMES & MOOI (1985: 65) Kalium als produktionslimitierenden Faktor. Insbesondere auf humusarmen Sandböden (vgl. WIND 1980) und auf tonarmen Moorböden (vgl. KAPFER 1988) kommt es bei Aushagerungsschnitten schon nach wenigen Jahren wegen Kaliummangel zu Ertragsrückgängen. Auf tonarmen Quarzsand-Böden als Standort der dort potentiell vorkommenden Sandrasen dürfte mutmaßlich dem Kalium bei Aushagerungsbemühungen die entscheidende Rolle des Minimumfaktors zufallen.

2.5.1.2.1.3 Änderungen der Vegetationszusammensetzung

Die Sukzession von Wirtschaftsgrünland zu nährstoffarmem, artenreichem Grünland verläuft zwar +/- parallel mit der Aushagerung der Standorte, doch steuern auch andere Faktoren die Vegetationsentwicklung mit.

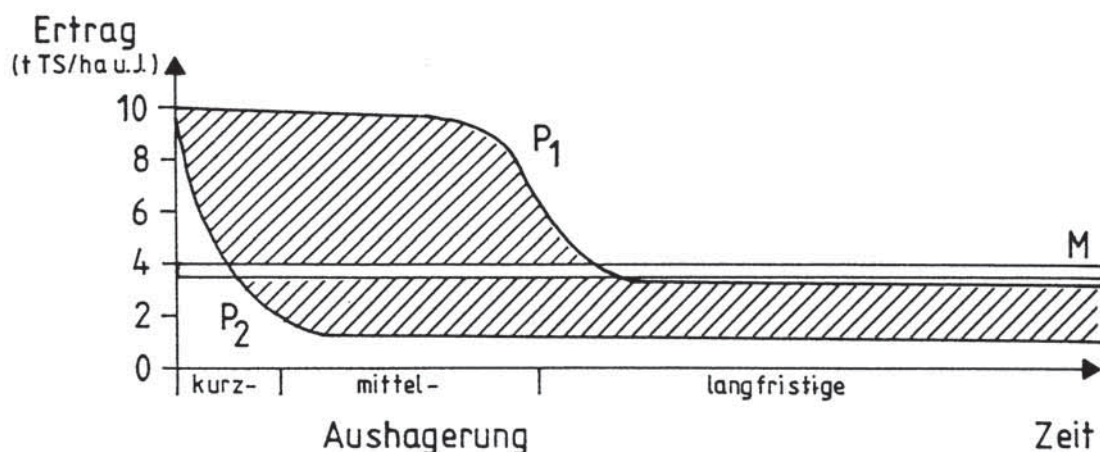


Abbildung 2/7

Ertragsverlauf von Grünland bei der Aushagerung von zwei extremen Böden in Abhängigkeit von deren Nachlieferungsvermögen und Pufferkapazität für (limitierende) Nährstoffe (KAPFER 1988: 106)

P1 = Boden mit hohem Nachlieferungsvermögen und hoher Pufferkapazität (z.B. schluffig-tonige Standorte)

P2 = Boden mit geringem Nachlieferungsvermögen und geringer Pufferkapazität (z.B. Sand-Standorte)

M = Ertragsschwelle zu Magerrasen (3,5 bis 4,0 t TS/ha)

Die Wahl der Schnitthäufigkeit und der Schnittzeitpunkte beim Aushagerungs-Schnittregime hat Einfluß auf die Förderung bzw. auf die Hemmung bestimmter Arten. Das Schnittregime wirkt in spezifischer Weise auf die Bestandesstrukturen ein, kommt den Lebenszyklen einzelner Arten entgegen oder läuft ihnen zuwider (Erfolg der Reservestoffspeicherung, Blütenbildung und Samenreifung).

Änderungen der Nährstoffnachlieferung, die Wirkungen des Schnittregimes und Eigenschaften der Arten (Lebensform, Lebensdauer, Vermehrungsweise der dominanten Arten) erzeugen charakteristische Übergangsphasen zwischen den Ausgangsbeständen und der potentiellen Magerrasen-Vegetation (vgl. Punkt A in diesem Kapitel).

Allerdings reicht allein die erfolgreiche Aushagerung noch nicht aus, artenreiche Bestände entstehen zu lassen. Der jeweils mögliche Wiederherstellungsgrad hängt maßgeblich vom Florenpotential der betroffenen Fläche bzw. der unmittelbaren Umgebung ab:

- Das Vorhandensein noch keimfähiger Samen von Sandrasen-Arten kann erheblich zu einem größeren Artenreichtum des ausgehagerten Grünlandes beitragen. Die Chancen auf eine ergiebige Samenbank hängen stark davon ab, ob auf der auszuhagernden Fläche vormals ein Sandrasen wuchs und wie lange die Zeit der Umwandlung dieses Sandrasens in Wirtschaftsgrünland zurückliegt.
- Eine enge räumliche Nachbarschaft, günstigenfalls ein unmittelbares Angrenzen von +/- intakten Sandrasen-Resten dürfte die Einwanderungschancen von Magerrasen-Arten sehr verbessern. Zum Migrationsverhalten von Sandrasen-Arten liegen bisher noch keine gezielten Untersuchungen vor. Von einigen Kalkmagerrasen-Arten wie *Carex humilis* (vgl. KRAUSE 1940) und *Daphne cneorum* (vgl. WITSCHHEL 1986) ist bekannt, daß sie nur auf benachbarte bzw. in geringen Entfernungen befindliche Flächen in überschaubaren Zeiträumen vorzustoßen vermögen. Auch genügend ausgehagerte, ehemalige Grünlandstandorte als nunmehr geeignete Wuchsorte können von Arten mit einem schlecht entwickelten Migrationsvermögen nicht besiedelt werden, wenn sie von vorhandenen Magerrasen(resten) zu sehr isoliert liegen.

Die langsame Rückführung von Magerrasen liegt nicht nur darin begründet, daß die Vegetation zunächst die stellenweise hohen Nährstoffvorräte erst "leerpumpen" muß. **Die Regeneration von Magerassen dauert auch deshalb so lange, weil einzelne Arten erst wieder neu zuwandern müssen, bevor sie sich im Bestand etablieren können.**

A) Durch Aushagerung induzierte Vegetationsveränderungen

Mahdmanagement mit dem Ziel der Aushagerung dürfte wohl am ehesten bei stark nährstoffbedürftigen Grünlandarten Wirkung zeigen.

Da eutraphente Wiesenarten wie z.B. *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Alopecurus pratensis*,

Poa trivialis, *Festuca pratensis*, *Taraxacum officinale*, *Anthriscus sylvestris*, *Heracleum spondylium* und *Galium mollugo* an zwei bis drei Schnitte gut angepaßt sind, dürften Abundanz- und Dominanzrückgänge bei diesen Arten hauptsächlich durch Nährstoffentzüge verursacht werden. Geht eine Art des intensiv genutzten Wirtschaftsgrünlandes zurück, so kann man mit gutem Grund vermuten, daß zumindest ein essentieller Nährstoff nicht mehr ausreichend nachgeliefert wird.

Erste Änderungen der floristischen Zusammensetzung müssen dabei nicht mit Ertragsrückgängen verknüpft sein. So zeigten bei guter Nährstoffversorgung von *Lolium perenne* beherrschte Grünlandbestände kaum Ertragsunterschiede zu *Holcus lanatus*-dominierten Beständen. Bei abnehmender Nährstoffversorgung lagen nach WATT (1978) die Erträge von *Holcus lanatus* dagegen sehr viel höher als die von *Lolium perenne*. Im Feuchtgrünland deuten sich daher erste für die Vegetationszusammensetzung wirksame Nährstoffentzüge durch ein stärkeres Hervortreten von *Holcus lanatus* an, ohne daß es parallel dazu schon zu (deutlichen) Ertragsabfällen kommen muß.

Häufige und lichtbedürftige Rosettenpflanzen wie *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris*, *Leontodon autumnalis* und *Plantago lanceolata* bzw. niedrigwüchsige Pflanzen anderer Lebensform-Typen wie *Veronica chamaedrys* breiten sich bei zweischüriger Aushagerungsmahd erst dann aus, wenn eutraphente Obergräser wie *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata* bereits deutlich abgenommen haben und mehr Licht bis in Bodennähe vordringen lassen.

Charakteristisch für Grünlandbestände, deren Stickstoff-Nachlieferung bereits deutlich gesenkt wurde, ist ein Rückgang der nitrophilen Obergräser und eine Zunahme eutraphenter Schmetterlingsblütler wie *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Vicia sepium*, *Vicia cracca* und *Lathyrus pratensis*. Arten des Wirtschaftsgrünlandes, die mittlere Stickstoffbereiche bevorzugen (vgl. SCHMIDT 1985: 87) und in der ersten Aushagerungsphase stark nährstoffreichen Grünlandes zunehmen dürften, sind z.B. *Achillea millefolium*, *Arenaria serpyllifolia*, *Avenula pubescens*, *Campanula patula*, *Cardamine pratensis*, *Centaurea jacea*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Crepis biennis*, *Knautia arvensis*, *Medicago lupulina*, *Pastinaca sativa*, *Rumex acetosa*, *Senecio erucifolius*, *Trifolium dubium* und auf Sandstandorten besonders *Centaurea stoebe*, *Rumex tenuifolius*, *Rumex thyrsoiflora*, *Saponaria officinalis* und *Trifolium arvense*.

Voraussetzung für die Ausbreitung und/oder das (Wieder)Auftreten von Magerrasen-Arten ist eine Erschöpfung der Nährstoffvorräte bis zu einem Niveau, das die Arten des Wirtschaftsgrünlandes kümmern läßt. In den resultierenden Vegetationslücken vermögen sich Magerzeiger, zunächst häufig Therophyten wie *Thlaspi perfoliatum*, *Erophila verna*, *Saxifraga tridactylites*, *Cerastium semidecandrum* oder *Arabidopsis thaliana* anzusiedeln.

B) Der Einfluß von Schnitzzahl und Mahdzeitpunkten auf die Vegetationszusammensetzung und auf Vegetationsstrukturen

Zur Wiederherstellung von Magerrasen, ausgehend von durch Düngung stark eutrophen Wirtschaftsgrünland-Beständen, erbrachte die (spät)hochsommerliche Mahd im Juli nach niederländischen Versuchen von BAKKER et al. (1980: 478 ff.) und BAKKER & DE VRIES (1985: 296) keine richtungsweisenden Ergebnisse. Dies gilt nicht nur wegen mutmaßlich unzureichender Nährstoffentzüge bei einschüriger Mahd, wie sie z.B. von SCHMIDT (1985) festgestellt wurden. Infolge des starken Aufwuchses nach der Mahd bis zum Herbst entstanden +/- geschlossene Vegetationsstrukturen mit Streuauflagen, die im Herbst und im Frühjahr das erfolgreiche Keimen von Diasporen offensichtlich stark erschwerten. Ein zweischüriges Aushagerungsregime mit Mahd im Juli und Oktober bot für erfolgreiches Keimen im Herbst und Frühjahr im Vergleich dazu wesentlich bessere Voraussetzungen. Auch OOMES & MOOI (1985: 61f.) fanden in zweischürigen Versuchspartzellen auf Feucht-Sandstandorten erheblich mehr neu angesiedelte Arten vor als in einschürigen Versuchspartzellen mit hochsommerlicher Mahd.

Wie bereits in [Kap. 2.5.1.2.1.2](#) (S.140) ausgeführt wurde, nehmen die Nährstoffentzüge mit zunehmender Schnitzzahl relativ stärker zu als die Ertragsabschöpfungen. Mit einem 3- bis 5-schürigen Schnittregime während der Vegetationsperiode lassen sich mutmaßlich besonders starke N-Entzüge in relativ kurzer Zeit herbeiführen. Allerdings ändert bereits eine viermalige Mahd die Konkurrenzverhältnisse so stark, daß selbst auf dem eutrophen Flügel der Grünlandpalette nicht mehr die Glatthafer- und Goldhaferwiesen als die konkurrenzkräftigsten Pflanzengemeinschaften gelten können (vgl. SCHMIDT 1985: 86).

Stattdessen begünstigt ein Vielschnitt-Regime auf eutrophen Standorten jene Arten, deren Assimilationsorgane relativ tief liegen, wie z.B. *Agrostis stolonifera* (Feucht-Standorte), *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinale*, *Plantago lanceolata* und *Trifolium repens*. Einem vierschürigen Mahdregime waren nach SCHMIDT (1985: 88) nur wenige Magerasen-Arten wie *Thymus pulegioides* und *Carex caryophyllea* gewachsen. Nach SCHIEFER (1984: 52) hielt auch *Plantago media* jahrelang sogar 5-fache Mahd aus. Beim Feld-Thymian, der Frühlings-Segge und beim Mittleren Wegerich liegen die Assimilationsorgane überwiegend so tief, daß sie vom Mahdschnitt nicht mehr erfaßt werden.

C) Aushagerungsstadien auf dem Weg zum Magerrasen

Bei der Aushagerung von Fettwiesen und Halbfettwiesen hin zu Magerrasenbeständen treten charakteristische, vorübergehend +/- stabile Zwischenzustände auf, die analog zum [Kap. 2.2](#) (S.120, 3. Absatz) im Sinne von WESTHUS (1981) als **Stadien** und nicht als **Phasen** bezeichnet werden sollten.

Zu den Stadien, die bei der Aushagerung von Wirtschaftsgrünland auf ehemaligen Magerrasen-Standorten auftreten, liegt bisher keine Literatur vor. Der derzeitige Kenntnisstand reicht bei weitem nicht für eine Inventur der Stadien und ihrer Sukzessionsfolge aus. Ausgangsstadien sind von Gräsern wie *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis*, *Poa trivialis* oder *Lolium perenne* dominierte Bestände; das Endstadium auf Quarzsanden stellen zumindest theoretisch Sandrasen-Typen wie Sandgrasnelken-Schwingelgrasrasen dar.

Die Kenntnis dieser Zwischenstadien ist kein wissenschaftlicher Selbstzweck, sondern ermöglicht erst:

- Die Koppelung bestimmter Restitutionsmanagements an klar definierte Zwischen-Zustände;
- eventuelle naturschutzfachlich angezeigte Kurskorrekturen der Entwicklungsstrategie.

2.5.1.2.2 Wiederherstellung durch Beweidung

Zur Regeneration von aufgedüngtem, artenarmen Wirtschaftsgrünland in artenreichere Wiesengesellschaften durch Weide-Managements liegen bisher kaum Erfahrungen und Untersuchungen vor. BAKKER et al. (1983) untersuchten die Auswirkung von Schafbeweidung auf Wirtschaftsgrünland im Hinblick auf die Regeneration naturnäherer Wiesenbestände. Bei der Schafbeweidung können mutmaßlich bei weitem nicht so hohe Nährstoffentzüge herbeigeführt werden, wie sie ein mehrschüriges Mahd-Management leisten kann. Dies dürfte selbst bei einem Schafbeweidungs-Management zutreffen, bei dem die Nachtpferch integriert ist.

Von BAKKER et al. (1983) wurde im Jahr 1972 ein Weideversuch gestartet, wobei eine 11 Hektar große Koppelfläche ganzjährig (!) mit Schafen der Schoenebecker Rasse beweidet wurde. Bei dem Versuchsgelände handelte es sich allerdings nicht um potentielle Sandrasen-Standorte, so daß lediglich die verallgemeinerbaren Ergebnisse für die Belange der Sandrasen-Restitution verwertet werden können. Die Weidefläche setzte sich aus drei Hektar Heide-land (mit *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix*), zwei Hektar Birken- und Weidenwälder und sechs Hektar aufgedüngtem, ehemaligen Wirtschaftsgrünland zusammen. Die mittlere Besatzdichte betrug drei Schafe pro Hektar.

Das Wirtschaftsgrünland innerhalb dieser Versuchsfäche zeigte einen frischen bis +/- feuchten Standortcharakter, *Holcus lanatus* war +/- vorherrschend. In Vertiefungen bezeugten Arten wie *Carex nigra*, *Galium palustre* und *Ranunculus flammula* die Feuchtigkeit des Standorts.

Auf dem Wirtschaftsgrünland-Areal bevorzugten die Schafe deutlich die Bereiche mit hochwertigen Süßgrasbeständen, während die minderwertige Futterqualität repräsentierenden *Juncus effusus*-Bestände deutlich gemieden wurden. Nach fünf Jahren Beobachtungstätigkeit zeigten Grünlandbestände

eine niedrigere Wuchshöhe (ca. 20 cm), der Anteil der Rosettenpflanzen hatte deutlich zugenommen.

Der Vergleich der Nährstoffentzüge durch Mahd- und Beweidungsmanagement ergab höhere Entzugswerte bei Mahd:

- Bei Beweidung wurden 0,6 g P pro m² und 2,2 g N pro m² entzogen;
- bei Mahd (keine Angabe der Schnitzzahl!) betragen die Werte 2,0 g P pro m² und 4,0 N pro m².

Nach WIND (1980) in BAKKER et al. (1983) erfolgten nach acht Jahren bei Mahd stärkere K- und P-Entzüge als durch Beweidung, wobei die Nährstoffgehalte im Boden ermittelt und nicht die Nährstoffgehalte über die abgeführte Phytomasse gemessen wurden. VAN DEN BERGH (1979) in BAKKER et al. (1983) fand nach 20 Jahren ebenfalls stärkere K-Entzüge bei Mahd vor, konnte jedoch bei Phosphor keine signifikanten Unterschiede feststellen. Ähnliche Ergebnisse erzielte SCHULZ (1974) in BAKKER et al. (1983: 354).

Obwohl die Nährstoffentzüge bei Beweidung wesentlich geringer ausfallen als bei Mahd, können konkurrenzschwache, als Magerzeiger i. w.S. geltende Arten ebenso früh oder sogar noch früher auftreten als bei Mahd (vgl. BAKKER et al. 1983: 554). Das Hinzutreten solcher Arten hängt nicht nur vom Absinken der Nährstoffvorräte ab, sondern wird auch sehr stark durch die Schaffung von Lücken in der Vegetationsdecke und durch das Kurzhalten der Grasnarbe begünstigt.

2.5.1.2.3 Offene Fragen, Kenntnislücken und Forschungsbedarf zur Wiederherstellung von Sandrasen aus Wirtschaftsgrünland-Beständen

A) Mahd-Management

Bisher liegen zur Aushagerung von Wirtschaftsgrünland auf potentiellen Sandrasen-Standorten praktisch keinerlei gesicherte Erfahrungen vor. Zu den Aushagerungsmöglichkeiten der potentiellen Magerrasen-Standorte durch Mahd existiert nur die Arbeit von SCHIEFER (1984). Diese Arbeit kann den notwendigen Wissensbedarf nicht decken, da keine der Versuchsflächen aus dem Versuchsprogramm SCHIEFERS den potentiellen Sandrasen-Standorten zuzurechnen ist. Darüber hinaus bestehen Defizite dergestalt, als:

- kein differenziertes Management betrieben wurde;
- die Vegetationsveränderungen, die im Zuge der Aushagerung von Wirtschaftsgrünland auf potentiellen Magerrasen-Standorten erfolgen, nicht beschrieben werden;
- für die Naturschutzpraxis keine handhabbaren Anleitungen zur Aushagerung entwickelt werden.

Wie schon erwähnt, sind zudem die Beschaffenheit und Abfolge der Zwischenstadien (samt ihrer charakteristischen Zeiger-Artengruppen) zwischen

Fettwiesen-Stadien und potentiellen Sandrasen-Gesellschaften bisher unbekannt. Aus dieser mangelhaften Kenntnislage ergibt sich, daß das jeweils optimale Schnittregime im Hinblick auf folgende Größen unbekannt ist:

- Steigerung der Nährstoffentzüge;
- gezielte Strukturierung der Vegetationsdecke zur besseren Rekolonisierung mit Magerrasen-Arten;
- Verträglichkeit für bereits oder noch vorhandene Magerrasen-Arten.

Aufgrund der mangelhaften Kenntnislage haben die im Konzept (vgl. Kap. 4.2.4.1.2) ausgesprochenen Empfehlungen deshalb nur provisorischen Wert.

In dem vom Alpeninstitut betreuten und vom LfU beauftragten Projekt "Wiederherstellung und Neuschaffung von Magerrasen" sollten auch potentielle Sandrasen-Standorte (z.B. im Raum Siegenburg/Offenstetten) in die Untersuchungen einbezogen werden, um diesen Kenntnisdefiziten abzuhelpfen.

B) Beweidung durch Schafe

Bisher existiert nur der Weideversuch von BAKKER et al. (1983), bei dem u.a. überprüft wurde, ob sich Wirtschaftsgrünland auf frischen bis mäßig feuchten Standorten durch Schafbeweidung in nährstoffärmeres und artenreicheres Grünland überführen läßt. Die N- und P-Entzüge waren - verglichen mit Mahd - wesentlich geringer. Dafür wurde die Ansiedlung von Magerzeigern durch die Schaffung offener Bodenstellen und durch das Kurzhalten der Grasnarbe durch die Schafbeweidung gegenüber den Mahdverfahren sehr begünstigt.

Auf eutrophierten, halbfettwiesenartigen, ehemaligen Sandrasen-Standorten wurden bisher unseres Wissens keine Langzeit-Versuche zu den Renaturierungsmöglichkeiten gestartet. Inwieweit eine Rückführung in magerrasenartige Bestände möglich ist, muß vorläufig der Spekulation überlassen bleiben. Ein ideales Versuchsgelände würden die halbfetten Weidegründe des gegenwärtigen Truppen-Übungsgeländes Hainberg bei Fürth darstellen.

Im Vergleich zum Pflegemanagement sollte bei einem derartigen Versuch mit größeren Besatzdichten (ca. 1,5 bis 2 mal so hoch), mit einem Hauptweidezeitraum von Ende Mai bis Ende Juni und einer herbstlichen Nachbeweidung gearbeitet werden. Die Nachtpferch muß bei einem derartigen Versuch selbstverständlich außerhalb des zu renaturierenden Geländes erfolgen.

2.5.1.3 Wiederherstellung aus Äckern

Wegen des geringen Ionen-Sorptionsvermögens der Sandböden kann schon nach wenigen Jahren auf vormals nur mäßig stark gedüngten Spargel- und Kartoffeläckern die Brachacker-Vegetation von Arten des THERO-AIRION und des CORYNEPHORION dominiert werden. Selbst auf den glimmerreichen (und damit relativ ton- und schluffreichen!), +/- basenreichen Sandböden der Offenstettener Dünen konnten bereits 10-15 Jahre nach dem Brachfallen

(wenn auch stark ruderalisierte*) Silbergrasbestände zur Dominanz gelangen (Eigenbeobachtung 1987 und 1989). Bei günstiger Disposition (d.h. Nähe von intakten Sandrasen) dürften sich auf reinen Quarzsanden derartige Sukzessionen in Richtung zu sandrasenartigen Beständen hin in noch kürzeren Zeiträumen vollziehen. Ruderalisierte Silbergrasfluren sind nicht selten der bevorzugte Wuchsort gefährdeter Arten wie des Bauernsenfs (*Teesdalia nudicaulis*) und des Frühlings-Sparks (*Spergula morisonii*).

PHILIPPI (1973: 49ff.) beschreibt 5-10 Jahre alte Brachestadien auf wohl +/- extensiv genutzten Spargeläckern auf kalkarmen Flugsanden des mittleren Oberrheingebietes. Recht häufig werden im Oberrheingebiet die Sandrasen-Bracheengesellschaften von der Berg-Sandrapunzel (*Jasione montana*) und vom Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*) dominiert. Als weitere Sandrasen-Arten treten sehr häufig der Feld-Beifuß (*Artemisia campestris*) und der Hasen-Klee (*Trifolium arvense*) hinzu.

Außer als neuer Siedlungsraum für die eigentlichen Sandrasenpflanzen (CORYNEPHORION, THERO-AIRION, *Armeria-Festuca*-Gesellschaften) sind aushagernde Sandbrachäcker für einige oligotrophente Sandäcker- und Sandruderalpflanzen wie dem Lämmeralat (*Arnoseria minima*), dem Binsen-Knorpelalat (*Chondrilla juncea*), dem Kahlen Ferkelkraut (*Hypochoeris glabra*), dem Sand-Mohn (*Papaver argemone*), dem Zwerggras (*Mibora minima*) u.a. von existentieller Bedeutung (vgl. hierzu Kap. 1.4.3.5.). Pionier-Sandrasen und ruderalisierte Sandrasen auf Sandackerbrachen stellen deshalb in jedem Fall wesentliche Bereicherungen eines Sandrasen-Ökosystems dar. Sie sind nicht nur als wertvolle Zwischenglieder zu der erwünschten Sandrasenregeneration zu begrüßen, sondern können ihrerseits einen sehr hohen Eigenwert besitzen.

Liegen trophisches Niveau nach dem Brachfallen und die Dispositionsfaktoren (= Einwanderungsmöglichkeiten für diverse Pflanzenarten) nur geringfügig ungünstiger, sei es daß

- als Substrat lehmreiche Sande mit einem relativ hohen Sorptionsvermögen vorliegen,
- als Substrat humusreiche Sande vorhanden sind,
- intensive Düngungen mit Unterpflügen von Mist erfolgt sind,

so stellt sich nach dem Brachfallen eine eutraphente Ruderalvegetation ein. Recht bezeichnend sind in solchen Fällen von der Quecke beherrschte Bestände (z.B. das CONVULVULO-AGROPYRETUM REPENTIS). Zunächst enthalten diese Bestände noch einjährige Ackerwildkräuter wie den Windhalm (*Apera spica-venti*) und die Kornblume (*Centaurea cyanus*), um sich schließlich zu recht beständigen, +/- nahezu reinen Quecken-Fluren weiterzuentwickeln. Schließlich erfolgt in "günstigen Fällen" eine Suk-

zession zu Rotstraußgras (*Agrostis tenuis*) -Brachen hin. Entwicklungen in Richtung zu echten Sandrasen scheinen auch nach längerem Zeitraum (ca. 15 Jahre) nicht zu erfolgen (vgl. PHILIPPI 1973: 57 ff.)

2.5.1.4 Wiederherstellung aus Aufforstungen und Wäldern

Bei einer geschlossenen Kiefernbestockung einer Quarzsandflur ergeben sich die bereits in Kap. 2.2.1.3.1, S.123 ausführlich dargestellten Veränderungen:

- Auf eher basenarmen Sanden in +/- niederschlagsreichen Gegenden entstehen unter der schwer abbaubaren Kiefernadelstreu innerhalb weniger Jahrzehnte mehrere cm mächtige Rohhumusaufgaben. Selbst auf den glimmerreichen Sanden des Abensberger Gebietes vollzog sich eine derartige Bodenentwicklung unter heute etwa 80-120 Jahre alten Kiefernforsten! Die Rohhumus-Akkumulation wird von den *Vaccinium*-Arten und von *Calluna vulgaris*, die in der Feldschicht dieser Kiefernforsten vorherrschen, stark gefördert.
- Nahezu ebenso sandrasenunfreundlich sind die Trockenmoder-Nadelstreuauflagen der Kiefernforste auf basenreichen Sanden niederschlagsarmer, sommerwarmer Landschaften. In derartigen Kiefernbeständen wachsen nicht selten Brombeer-Arten, die Himbeere und das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) in Massenbeständen auf.

Wegen dieser standörtlichen Veränderungen führt das bloße Abräumen der Kiefernbestände anscheinend nicht zur Sandrasen-Regeneration. Auf den verbliebenen Rohhumusdecken auf Sand-Kiefernwald-Kahlschlägen im Offenstettener Dünengebiet breiteten sich vor allem Säurezeiger wie *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus* und *Avenella flexuosa* aus. Sandrasen-Arten wie *Spergula morisonii* traten in dieser Fläche nur sehr spärlich eingestreut auf. Eine Entwicklung zu Sandrasen-artigen Vegetationsbeständen ist anscheinend nur gewährleistet, wenn zugleich die Rohhumus- oder Moderhumusaufgaben entfernt werden.

Wird ein Teil des Humusmaterials dabei in die oberen Bodenschichten eingewühlt, ist eine verstärkte Stickstoff-Mineralisation und somit eine deutliche Eutrophierung die Folge. Es entsteht ein Substrat-Milieu, das die *Calamagrostis epigeios*-Polykormone sehr fördert und ebenso der Massenausbreitung von Brombeer-Arten Vorschub leistet. Sind Bestandteile der Rohhumus- oder Trockenmoderaufgaben erst einmal in den Sandboden eingemischt, so lassen sie sich kaum mehr daraus entfernen. Man ist nun "gezwungen", gewissermaßen den vollständigen Abbau der Humuspartikel "abzuwarten".

Derartige unerwünschte Durchmischungen lassen sich nur vermeiden, wenn das Abschieben der Roh-

* Vorkommen von *Oenothera biennis*, *Fallopia convolvulus*, *Polygonum aviculare* agg., *Convolvulus arvensis*, *Coryza canadensis* u.a.

humus- und Trockenmoderauflagen schaufelweise per Hand geschieht. Es handelt sich hierbei um einen Vorgang, der dem früher auf den nordwestdeutschen *Calluna*-Heiden üblichen "Plaggen" ähnelt. Erstmalige Versuche in Bayern, Rohhumusaufgaben auf diese Weise zu entfernen, erfolgten im Jahr 1988 auf den Offenstettener und Siegenburger Dünen (EICHER, LR Kelheim, 1989 mdl.). Durch Anlage von Dauerflächen sollen in Zukunft Erfolgskontrollen zu diesen Maßnahmen vorgenommen werden.

Tiefgreifende Eutrophierungen des Standorts verursachten Robinien-Verwaldungen infolge der Fähigkeit dieses Gehölzes, über seine Wurzelknöllchenbakterien Stickstoff zu binden (vgl. Kap. 2.2.1.3.2, S.124). Die Abräumung einer Robinienverwaldung im Südteil des Astheimer Sandes führte in den späten 80er Jahren zwar zur vollständigen Beseitigung dieses Gehölzes, hinterließ jedoch stark aufgedüngte Sandstandorte, auf denen bis heute eutraphente, ausdauernde Ruderalfluren mit *Tanacetum vulgare*, *Oenothera*-Arten u. dgl. den Ton angeben.

2.5.1.5 Wiederherstellung aus verfilzten und verhochstaudeten Brachen

Brachgefallene Magerrasen werden in ihrer Vegetationsbeschaffenheit nicht nur durch Verbuschung und Verwaldung, sondern auch sehr stark durch **Verfilzung** (Kap. 2.2.1.3.5, S.126) und **Verhochstaudung** verändert (vgl. Kap. 2.2.1.3.7, S.128).

A) Verfilzung

Als Verfilzung wird das Zuwachsen von Magerrasen mit weide- und schnittempfindlichen Gräsern bezeichnet, die bei Brache infolge ihrer eiweißarmen Phytomasse verdämmende Streufilzdecken bilden. Von den Brachegräsern, welche die Verfilzung bewirken können, ist die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) die bekannteste und in ihrer Wirkungsweise am besten untersuchte Art. Das Phänomen der Verfilzung ist vor allem am Beispiel dieser Art beschrieben worden (vgl. LPK-Band "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen", Kap. 2.2.1.3.1, S. 330).

Das Brachegras, das auf Sandrasen die Hauptprobleme verursacht, ist das Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*), zu dessen Bracheverhalten bisher lediglich die Untersuchungen von EGLOFF (1985/1986) vorliegen. Auf Sandrasen werden vor allem die *Calamagrostis*-Polykormone virulent, die aus dem Halbschatten und bei leichter Eutrophierung operieren können (vgl. Kap. 2.2.1.3.5, S.126).

Die Bekämpfung des Land-Reitgrases (*Calamagrostis epigeios*) bereitet erfahrungsgemäß erhebliche Schwierigkeiten. EGLOFF (1986: 158) konnte bei seinen Untersuchungen auf Streuwiesen-Brachen mit Befall von *Calamagrostis epigeios* im Schweizer Mittelland keineswegs auf allen durch "Juli-Frühchnitt" behandelten Versuchspartellen eine eindeutige Schwächung dieses Brachegrases beobachten. Einschürige Herbstmahd wird von *Calamagrostis epigeios* nach EGLOFF offenbar problemlos getragen. Nach SCHEUERER et al. (1991: 57) führten die in den späten 80-er Jahren in den Offenstettener Dünen begonnenen Bekämpfungs-

maßnahmen nur bei jungen *Calamagrostis*-Ansiedlungen zu raschen Erfolgen.

B) Verhochstaudung

Als Verhochstaudung gilt die Durchdringung von Magerrasen-Beständen mit Hochstauden wie den Goldruten. Hauptproblemart auf den Sandrasenbrachen Bayerns ist zweifellos die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) (vgl. Kap. 2.2.1.3.7, S.128).

Zur Renaturierung mit Kanadischer Goldrute verhochstaudeter Sandrasen liegen bisher keine publizierten Untersuchungen vor. Dokumentierte Untersuchungen zur gezielten Bekämpfung von *Solidago canadensis* wurden auf der Königsbrunner Heide von N. MÜLLER/Augsburg gewonnen (siehe auch LPK-Band II.1 "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen"). Die durch Dauerflächenbeobachtung dokumentierten Auswirkungen wurden jedoch bisher nicht publiziert. Besonders empfindlich reagiert *Solidago canadensis* offenbar auf zweimaligen Schnitt mit Schnitt-Zeitpunkten im späten Juni und Ende August. Die Doppelmahd nimmt diesen Hochstauden die Möglichkeit, in den Rhizomen Reservestoffe zu speichern. Außerdem werden die Goldruten durch diese Maßnahme wirksam an Blüte und Samenverbreitung gehindert.

2.5.1.6 Neuschaffung von Sandrasen

Die Neubildung von Sandrasen und von Lebensstätten für sandrohboden-bewohnende Pionierarten kann grundsätzlich über neuangelegte Pionierstandorte erfolgen. Hierfür kommen vor allem

- flachabgeschobene Sandrohböden,
- Böschungen von Straßen- und Eisenbahntrassen,
- Leitungstrassen (vgl. LPK-Band II.16 "Leitungstrassen")

in Frage. In den (ehemaligen) Hauptvorkommensräumen der Sandrasen wie dem Rednitz-Regnitzbecken läßt sich die Beobachtung machen, daß auf derartigen neugeschaffenen Standorten relativ häufig sandrasenartige Vegetationsbestände vorkommen. In isolierter Lage handelt es sich dabei zumeist nur um Sandrasen-Fragmentgemeinschaften, die allerdings wie an einigen Straßenböschungen im Raum Volkach-Kitzingen sehr selten gewordene Arten wie den Nordischen Mannschild (*Androsace septentrionalis*) enthalten können. Auf flach abgeschobenen Sand-Flurstücken im Raum Alzenau, die in engem räumlichen Kontakt zu den ehemaligen "Alzenauer Sanden" stehen, befindet sich eines der letzten Massenvorkommen der Sandstrohblume (*Helichrysum arenarium*) in Bayern.

2.5.2 Grenzen und Chancen für Wiederherstellung und Neuanlage

Generell können die Sandrasen als ausgesprochen regenerationsfreundlich gelten. Eutrophierungen wirken sich auf den Sand-Standorten bei weitem nicht so nachhaltig aus wie auf Lehm- und Tonböden, die sich durch ein wesentlich höheres

Sorptionsvermögen auszeichnen und die Aushagerung der potentiellen Standorte der Kalk- und der Silikatrasen sehr hinauszögern.

Für die Regeneration von oligotrophen Sandrasen lassen sich zudem wesentlich günstigere Prognosen als für Niedermoor-Standorte stellen. Intensivierungen, wie z.B. Entwässerungsmaßnahmen, sind auf den Niedermoor-Standorten mit irreversiblen, nicht wieder "gutzumachenden" Substratveränderungen verknüpft, wie sie auf flachgründigen Sand-Standorten nur durch das "Hochhackern" von lehmigen Bodenbestandteilen herbeigeführt werden können. Die Chancen, den oligotrophen Lebensgemeinschaften der Sandfluren wieder zu mehr Raum zu verhelfen, können daher prinzipiell als recht gut gelten. Das erreichbare Regenerations- und Neubildungs-Niveau hängt dabei wesentlich von Nähe und Qualität zu benachbarten Sandrasen-Ökosystemen sowie vom Eutrophierungsgrad des in Aussicht genommenen Standorts ab.

1) Nähe und Qualität zu benachbarten Sandrasen

Eine vollständige Regeneration bzw. Neubildung von Sandrasen-Ökosystemen ist nur zu erwarten, wenn wenigstens hinsichtlich der Grundarten-Garnitur vollständige Sandrasen in möglichst enger Benachbarung erhalten geblieben sind. Liegen keine engen räumlichen Verbindungen mehr vor, so können mittels Ferntransport nur die Diasporen von anemochoren und vogelverbreiteten Sandrasen-Arten einwandern. Ansonsten kann nur über gezieltes Einbringen von Diasporen-Material zum richtigen Zeitpunkt (d.h. wenn die Konkurrenzverhältnisse die Etablierung gestatten) sowie über eventuelle Seedbank-Vorräte im Boden die Sandrasen-Artengarnitur bereitgestellt werden.

2) Der Eutrophierungsgrad des in Aussicht genommenen Standorts

Sandrasen-artige Vegetationsbestände mit einem Vorherrschen der Arten des CORYNEPHORION-, des THERO-AIRION- und des ARMERIO-FESTUCETUM können sich erst einstellen, wenn die Nährstoffvorräte im Boden für die Arten der halbruderalen Queckenfluren (AGROPYRETEA) und des Wirtschaftsgrünlandes (ARRHENATHERION) nicht mehr ausreichen. Die Aushagerung schwach humoser oder fast humusfreier (Äcker!) Sandstandorte scheint selbst bei erheblicher Aufdüngung in Zeiträumen von 10 bis 20 Jahren möglich zu sein. Starke Ertragsabfälle lassen sich auf gedüngten Sandstandorten bei Aushagerungsmanagement schon nach ein bis zwei Jahren beobachten, während auf Lehmböden oft mehrere Jahre hierfür verstreichen.

Auf der Basis dieser beiden Prämissen wird nachfolgend angegeben, welche Konstellationen für relativ günstige Regenerationschancen sprechen und für welche dies nicht gilt.

Wiederherstellung aus Grünland

Gegenwärtig lassen sich Prognosen zu dem erreichbaren Wiederherstellungsgrad von Sandrasen aus-

gehend von Wirtschaftsgrünland und zu dem hierfür zu erbringenden Aufwand nur unter Vorbehalten stellen, da es bisher an einschlägigen Erfahrungen mangelt. Bisher liegen diesbezüglich keine wissenschaftlichen Untersuchungen vor, in denen die Thematik der Aushagerung von Grünlandflächen zum Zwecke der Sandrasen-Regeneration behandelt wird. Ein klares Bild bietet sich deshalb bisher nicht dar,

- bis zu welchem Eutrophierungsniveau der Vegetation eine Aushagerung mit begründeter Aussicht auf einen Wiederherstellungs-Erfolg in überschaubaren Zeiträumen betrieben werden kann (wobei der zu leistende Aufwand sich selbstverständlich in einem vertretbaren Rahmen bewegen muß);
- welches Management eine Annäherung an den Ausgangszustand am ehesten wahrscheinlich macht;
- inwieweit der Ausgangszustand tatsächlich wiederhergestellt werden kann oder inwieweit auf unübersehbare Zeit das Niveau einer sandrasennahen Halbfettwiese mit Arten des Wirtschaftsgrünlandes oder der Sandruderalstellen in Kauf genommen werden muß.

Es versteht sich von selbst, daß die Regenerationschancen um so günstiger zu bewerten sind, je geringer die zwischenzeitliche Aufdüngung ausfiel. Günstige Ausgangsbedingungen für Wiederherstellungsbestrebungen durch ein Aushagerungsmanagement liegen vor, wenn sich auf der in Frage kommenden Fläche noch Sandrasen-Arten nachweisen lassen.

Auf noch vorhandene Sandrasen-Potentiale in Wirtschaftswiesen und in halbruderalen Wiesen auf Sand-Standorten deuten folgende Arten:

<i>Agrostis tenuis</i>	Rotes Straußgras
<i>Armeria elongata</i>	Sand-Strohblume
<i>Artemisia campestris</i>	Feld-Beifuß
<i>Cerastium semidecandrum</i>	Sand-Hornkraut
<i>Corynephorus canescens</i>	Silbergras
<i>Dianthus carthusianorum</i>	Karthäuser-Nelke
<i>Dianthus deltoides</i>	Heide-Nelke
<i>Erophila verna</i>	Frühlings-Hungerblümchen
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Zypressen-Wolfsmilch
<i>Festuca ovina</i> agg.	Artengruppe des Schafschwingels
<i>Festuca rubra</i> agg.	Artengruppe des Rotschwingels
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut
<i>Hieracium pilosella</i>	Mausohr-Habichtskraut
<i>Holosteum umbellatum</i>	Spurre
<i>Hypochoeris radicata</i>	Kahles Ferkelkraut
<i>Jasione montana</i>	Berg-Rapunzel
<i>Luzula campestris</i>	Hainsimse
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Kleine Pimpernelle
<i>Potentilla argentea</i>	Silber-Fingerkraut
<i>Rumex tenuifolius</i>	Schmalblättriger Zwergampfer
<i>Saxifraga tridactylites</i>	Dreifinger-Steinbrech
<i>Sedum acre</i>	Scharfer Pfeffer
<i>Tymus serpyllum</i>	Sand-Thymian

Sind Sandrasen-Arten in Wirtschaftsgrünland-Flächen noch feststellbar, so ist die Hoffnung berechtigt, mit der Herbeiführung von Nährstoffentzügen den Anteil dieser Artengruppe allmählich wieder erhöhen zu können.

Lassen sich Sandrasen-Arten im engeren Sinn in der zur Wahl stehenden Aushagerungsfläche nicht mehr nachweisen, so kann das Vorkommen von Halbfettwiesenarten wie *Achillea millefolium*, *Centaurea jacea*, *Galium verum* einen Fingerzeig auf ein nicht allzuohohes Eutrophierungsniveau geben.

Fehlen auch die Halbfettwiesen-Arten vollständig und ist der Oberboden zudem stark humos, so daß von einem im Vergleich zu Sandrohböden stark erhöhtem Sorptionsvermögen ausgegangen werden muß, so besteht keine begründete Aussicht auf das Erreichen eines magerrasen-artigen Niveaus in mittelfristigen (ca. 20 Jahre) Zeiträumen. Eine derart beschaffene Extensivierungsfläche vermag jedoch bei bestimmten räumlichen Konstellationen immer noch wertvolle Dienste für naturschutzbezogene Konzeptionen zu leisten, zum Beispiel als Pufferfläche für benachbarte, wertvolle Sandrasen-Restflächen.

Die Erfolgsaussichten Aushagerungserfolge zu erzielen, sind bei einem dreischürigen Mahd-Management erheblich größer als bei einem zweischürigen. Die Ertragsabschöpfungen liegen deutlich höher, die Nährstoffentzüge mutmaßlich sogar erheblich über den Werten, die bei zweischüriger Mahd erzielt werden können. Der dreimalige Schnitt (Mitte Juni, Ende Juli, Anfang Oktober) öffnet und lockert zudem stärker die Grasnarbe, so daß die Ansiedlungschancen für einwandernde beziehungsweise aufkeimende Arten wesentlich verbessert werden. Bei zweimaliger Mahd ergeben sich wesentlich höhere Ernteabschöpfungen bei der Kombination Frühsommer plus Herbstmahd als bei der Kombination Hochsommer plus Herbstmahd. Einschürige Mahd ist zur Aushagerung anscheinend wenig geeignet und scheidet als Managementform zur Regeneration von Sandrasen ausgehend von halbfettwiesen- oder fettwiesen-artigen Beständen aus.

Inwieweit wirksame Nährstoffaushagerungen durch Schafbeweidung erfolgen können, ist unklar. Selbst bei Pferchung außerhalb der Regenerations-Flächen verbleiben die Aushagerungen vermutlich in einem wesentlich niedrigeren Rahmen als bei zwei- bis dreischüriger Mahd. Mehr Spielräume als es die Mahd vermag, dürfte die Beweidung dagegen der Schaffung von offenen Bodenstellen einräumen, wodurch die Neuansiedlungschancen von Magerzeigern u. dgl. sehr verbessert werden.

Wiederherstellung aus Äckern

Die Regeneration von Sandrasen aus Äckern und Weinbergsgelände ist wesentlicher Bestandteil der "Feld-Weide-Wechselwirtschaft", einer traditionellen Bewirtschaftungsform der Sandrasen-Standorte, die bereits in Kap. 1.6.2.3 dargestellt wurde. Die Entstehung von Sandrasen auf Ackergelände ist somit ein seit langem bekannter und vertrauter Vorgang, der bereits in weniger als 20 bis 30 Jahren zu sehr guten Ergebnissen führen kann. Nur geringe

Hemmnisse für die Entstehung von Sandrasen auf Ackerbrachen in Zeiträumen von nur ca. 5 bis allenfalls 20 Jahren liegen vor, wenn:

- an das stillzulegende Acker- und Weinbergsgelände Sandrasen unmittelbar angrenzen, so daß Sandrasen-Arten gut einwandern können;
- das Ackergelände nicht oder nur mäßig aufgedüngt wurde.

Heute stellt sich nach der Stilllegung von Äckern häufig das Problem, daß diese zuvor erheblich aufgedüngt wurden. Eine magerrasenartige Vegetation dürfte sich auf diesen oder vergleichbar mit Nährstoffen befrachteten Äckern mithin erst etablieren können, wenn die Nährstoffvorräte im Boden so stark abgesenkt sind, daß eutraphente, konkurrenzkräftige Ruderal- oder Grünlandarten ihren Nährstoffbedarf nicht mehr decken können. Die Frage, ob zwischenzeitlich stark aufgedüngte Sandäcker sich in einen sandrasen-artigen Zustand überhaupt zurückführen lassen und welches Aushagerungs-Niveau erreicht werden kann, muß vorläufig offen bleiben. Wegen des geringen Sorptionsvermöges der Sandböden kann auch in diesem Fall auf lange Sicht grundsätzlich eine günstige Prognose gestellt werden.

Die Chancen, daß sich auf aufgedüngten Acker-Standorten eines Tages eine Sandrasen-Vegetation einstellt, werden erheblich verbessert, wenn nach der Stilllegung noch einige Jahre ein Feldfruchtbau eingeschoben wird, der starke Nährstoffentzüge verursacht. Starke P-Entzüge führt zum Beispiel der Flachs-Anbau (*Linum usitatissimum*) herbei. Nachdem eine weitgehende Erschöpfung der Nährstoffvorräte eingetreten ist, kann mit Aussicht auf raschen Erfolg ein magerrasen-gemäßes Mahd- bzw. Weide-Management begonnen werden.

Die Chancen, den Sukzessionsprozeß zur Sandrasenentwicklung hin umzulenken, werden auf seit Jahren aus der Nutzung genommenen, stark eutrophierten Sandacker-Bracheflächen mit unduldsamen, vitalen Quecken-Stadien erheblich verbessert, wenn die obersten, eutrophierten Sandschichten abgehoben werden. Diese Radikalkur kann selbstverständlich nur an Stellen empfohlen werden, wo aus Gründen der Sandlagerstätten-Erhaltung keine Bedenken gegen einen derartigen Schritt bestehen.

Ist ein Abtragen der obersten Sandschichten nicht finanzier- oder verantwortbar, so kann durch Mahd oder Beweidung versucht werden, allmählich eine Ausmagerung herbeizuführen, um einer sandrasenähnlichen Vegetation wieder bessere Konkurrenzchancen zu verschaffen.

Hat die Sandackernutzung flachgründiger Flugsand-Linsen infolge tiefen Pflügens ehemals überdecktes, stark lehmiges oder toniges Material in den Wurzelraum des Oberbodens befördert, so ist einer Sandrasen-Regeneration in einer wohl irreversiblen Weise die edaphische Grundlage entzogen! In solchen Fällen ist davon abzuraten, kostspielige Wiederherstellungsmaßnahmen einzuleiten.

Wiederherstellung aus Verwaldungen und Aufforstungen

Als wesentlich schwieriger und mühsamer, Sandrasen auf Sandackerflächen wiederherzustellen, dürfte sich nicht selten die Verwirklichung von Regenerationsbemühungen auf aufgeforsteten oder seit Jahrzehnten verwaldeten Sandflächen erweisen. Zumindest auf tiefgründigen Sandböden, deren Substrateigenschaften bis in die pflügbaren Tiefen +/- konstant bleiben, verursacht eine jahrzehntelange Ackernutzung oft weit weniger nachhaltige Bodenveränderungen, als es Kiefern-Aufforstungen und erst recht Robinien-Verwaldungen vermögen.

Über die Wiederherstellungsgrade, die ausgehend von völlig mit der Waldkiefer oder der Robinie verwaldeten oder zugeforsteten Flächen erzielt werden können, sind zuverlässige Aussagen vorläufig nicht möglich. Sicher genügt es zu einer erfolgreichen Wiederherstellung eines offenen Sandrasen-Ökosystems jedoch nicht, lediglich die Kiefernbestockung zu entfernen. Chancen zu einer Regeneration bestehen nur, wenn zusätzlich die Entfernung der zwischenzeitlich entstandenen Rohhumusdecken und Trockenmoderauflagen vollständig gelingt.

Mit unangenehmen Folgen ist zu rechnen, wenn ein Teil der entstandenen Humusauflagen in die oberen Sandschichten mit eingemischt wird. Das Untermischen der Humusauflagen in den Sand führt zu Eutrophierungseffekten, die die Sandrasen-Regeneration wesentlich hinauszögern können.

Erhebliche Standortveränderungen infolge ihres Vermögens, Luftstickstoff zu binden, verursacht die Robinie. Inwieweit sich nach einer erfolgreichen (zumeist sehr langwierigen) Robinien-Abräumung magerrasen-artige Vegetationsbestände auf den freigestellten Flächen wieder etablieren können, ist unbekannt. Sicher wird sich ein Aushagerungs-Management nach einer Robinien-Abräumung zunächst nicht umgehen lassen.

Wiederherstellung aus verfilzten und verhochstaudeten Beständen

Selbst für mit dem Land-Reitgras verfilzten oder mit der Kanadischen Goldrute verhochstaudeten Brachen lassen sich günstige Prognosen für eine relativ rasche Rückführung in artenreichere Sandrasen nur stellen, wenn zwei Mahden pro Jahr (Mahd Mitte Juni, Mahd erste Augushälfte) durchgeführt werden. Insbesondere bei nährstoffgespeisten (z.B. Abfallhaufen u. dgl.) Polykormonen von *Calamagrostis epigeios* und *Solidago canadensis* ist die Doppelmahd notwendig, um diese wirksam zu schädigen.

Neuanlage von Sandrasen-Standorten

Durch das Abschieben eines sorptionsfähigen Oberbodens lassen sich auf den Quarzsandlagerstätten Standorte erzeugen, die in kurzer Zeit sandrasen-artige Vegetationsbestände tragen können und auf denen sich die Tierarten der Pionier-Sandstandorte einfinden. Im Maindreieck und im mittleren und unteren Rednitz-Regnitzbecken lassen sich v.a in Baulandbrachen an zahlreichen Stellen junge Pio-

nier-Sandrasen auffinden. Eingehende Untersuchungen über das Artenpotential dieser jungen Pionierstandorten, über die Abhängigkeit von Sand-Lieferbiotopen stehen noch aus, so daß es für fundierte Bewertungen noch zu früh ist.

Ebenso finden sich vielfach kleinflächige Sandrasen an in den letzten 15 Jahren entstandenen Straßenböschungen, die in den Quarzsandlagerstätten angelegt sind. Straßenböschungen bleiben infolge des Straßenverkehrs erheblichen Immissionen wie Schwermetall-Einträgen, Reifenabrieb, Einwehungen von Salz-Stäuben, eventuell auch N-Verbindungen ausgesetzt. Die Böschungsvegetation unterliegt somit erheblichen Belastungen, die nur sehr eingeschränkt die Verfolgung anspruchsvoller, naturschutzbezogener Zielsetzungen zulassen.

2.6 Vernetzung und Biotop-Verbund

Bevor besprochen wird, in welcher Weise "**Vernetzung**" und "**Biotop-Verbund**" Instrumente der Pflege- und Entwicklungsplanung sein können, sind zunächst klare Definitionen dieser beiden häufig immer noch fälschlicherweise synonym verwendeten Begriffe notwendig, um Mißverständnisse möglichst zu vermeiden. Die Verwendung der Begriffe "**Vernetzung**" und "**Verbund**" richtet sich nach den von HEYDEMANN (1988: 9 ff.) entwickelten Definitionen.

- **Verbund** bedeutet den flächenhaften oder räumlichen Kontakt von Lebensräumen, die miteinander sowohl in Längs- wie in Querrichtung in Beziehung stehen können (vgl. auch JEDICKE 1990: 69). Bei einem **direkten Verbund** stoßen die beiden Biotope unmittelbar aneinander an. Von einem **indirekten Verbund** kann man sprechen, wenn Ökosysteme/Biotope im Arten-Austausch stehen, sich aber nicht in einem direkten, räumlichen Kontakt befinden (HEYDEMANN 1988: 13). Vereinfacht gesagt handelt es sich bei einem Verbund um den "**Kontakt von Biotop zu Biotop oder von Ökosystem zu Ökosystem**" (HEYDEMANN 1988: 9).
- Der Begriff **Vernetzung** hingegen bezieht sich auf die funktionalen Beziehungssysteme zwischen pflanzlichen und tierischen Organismen, die sich im Verlauf der Evolution von Ökosystemen herausgebildet haben. Die Vernetzung zwischen einem Sandrasen und einem Auwald beispielsweise stellt nichts anderes dar als das Beziehungsgeflecht der Tiere und Pflanzen dieser beiden Ökosystem-Typen, oder, wie HEYDEMANN (1988: 9) es formuliert, "**den Kontakt zwischen den Organismen dieser Ökosysteme**". Die Gestaltung dieses Beziehungsgeflechtes beruht auf den autökologischen und synökologischen Potenzen ihrer Teilnehmer. Zu unterscheiden sind **direkte** und **indirekte Vernetzung**. Eine **direkte Vernetzung** erfolgt zwischen zwei Organismen, die unmittelbar miteinander in Beziehung treten. Eine **indirekte Vernetzung** (vgl. HEYDEMANN 1988) liegt vor, wenn zwei Organismen mittelbar über einen

dritten Organismus miteinander in Beziehung stehen (Bsp.: Zwei Mitglieder einer Nahrungskette, die nicht in einem direkten Räuber-Beute-Verhältnis zueinander stehen). Zwischen den Organismen von zwei Ökosystemen ergeben sich zumeist sowohl direkte als auch indirekte Vernetzungen.

Die Verwendung der Begriffe "**Vernetzung**" und "**Verbund**" in diesem Sinn hat folgende Konsequenzen: Die Vernetzung, die sich zwischen zwei Ökosystemen ausbildet, hängt von der Ähnlichkeit dieser Ökosysteme zueinander ab und ist somit dem planerischen Zugriff ebensowenig zugänglich wie zum Beispiel das Beutefangverhalten eines Habichts. Die Beziehungen, die sich zwischen den Organismen bei einem (direkten oder indirekten) **Verbund** zweier Biotope einstellen können, sind weitgehend determiniert, wie zum Beispiel blütenökologische Bindungen zwischen Pflanzen- und Insektenarten, Beute-Räuber-Beziehungen, Wirt-Parasit-Verhältnisse, Art und Weise von Nischenbesetzungen usw. **Die Vernetzung stellt somit - im Gegensatz zum Biotop-Verbund - kein Instrument der Pflege- und Entwicklungsplanung dar, wie fälschlicherweise immer wieder angenommen wird.**

Durch den **Verbund** läßt sich das **Vernetzungspotential** zwischen zwei Biotopen realisieren: Bei einer identischen Verbund-Konstellation (Bsp.: direkter Verbund) vernetzen sich ökologisch verwandte Biotop-Typen viel stärker miteinander als ökologisch ungleichartige Biotop-Typen. Zwei Biotope mit einem minimalen Vernetzungspotential sind auch bei direktem Verbund kaum oder sogar gar nicht miteinander vernetzt.

Geringe bzw. im Sinne des Naturschutzes unerwünschte Vernetzungen ergeben sich bei einem Verbund zwischen einem Sandrasen und einem Maisacker. Maisäcker entwickeln in einem Verbund zu Sandrasen mit diesen ein Vernetzungsgefüge, das das Eindringen von Ubiquisten, durch Stoffeinträge zudem von eutraphenten Arten gestattet. Ein solcher "**Stör-Verbund**" führt mithin zu Störeinflüssen, die Biozöosen der Sandrasen beeinträchtigen.

Jede Naturschutz-Strategie zielt nun selbstverständlich auf das Gegenteil ab, nämlich auf den Verbund von Biotop-Typen, die sich gut miteinander vernetzen und zugleich aus Naturschutzsicht wertvoll sind. Es ist das Grundanliegen der Verbundplanung schlechthin, den Verbund von solchen Biotop-Typen zu verbessern, wiederherzustellen oder erst neu anzulegen, die untereinander ein hohes Vernetzungspotential aufweisen und sich im Artenaustausch sinnvoll ergänzen und nicht beeinträchtigen. Nur so kann der Biotop-Verbund seinen Zweck erfüllen, mit dazu beizutragen, einzelne Arten wie auch die Vollständigkeit von Lebensgemeinschaften zu erhalten.

Eine Aufgabe dieses Kapitels ist es deshalb, dem Leser eine Übersicht über die Lebensraum-Typen zu geben, die sich mit Sandrasen in einer günstigen Weise vernetzen. Dies geschieht im **Unterkapitel 2.6.2** (S.154), in dem die wichtigsten Biotop-Typen Bayerns zusammengestellt sind, die diese Eigen-

schaft aufweisen und die sich daher für den Biotop-Verbund mit Sandrasen als "Einzel-Elemente" oder "Einzel-Bausteine" eignen. Zugleich werden auch einige Lebensraum-Typen aufgeführt, die zu Sandrasen nur ein geringes Vernetzungspotential aufweisen oder gar eine Barrierewirkung hervorrufen.

Zuvor wird jedoch in dem einleitenden **Unterkapitel 2.6.1** die Notwendigkeit des Biotop-Verbunds im Hinblick auf Sandrasen-Erhaltung, ausgehend von Überlegungen zur "Insel-Theorie", erläutert und begründet.

Das dritte **Unterkapitel 2.6.3** (S.159) knüpft in der Gedankenführung an das zweite Unterkapitel (**Kap. 2.6.2**, S.154) an und beschäftigt sich mit dem Problem, wie ein Verbund beschaffen sein muß, um das Vernetzungspotential zwischen zwei Sandrasen bzw. einem Sandrasen und einem "verwandten" Lebensraumtyp möglichst auszuschöpfen. Welche "Verkoppelungen" bei einem derartigen Verbund begünstigen eine hohe, tatsächlich sich einstellende Vernetzung, welche bewirken das Gegenteil ?

Den Abschluß bildet das vierte **Unterkapitel 2.6.4** (S.160), das sich mit der Konzeption des Biotop-Verbund-Systems beschäftigt (vgl. JEDICKE 1990: 70 ff.). Dieses System beinhaltet möglichst großflächige Einzellebensräume, kleinflächige Einzellebensräume mit Vorherrschen der Trittsteinfunktion, unmittelbar verbindende Korridor-Biotope und einbindende Extensivierungsflächen als Rahmen. Dieses System-Konzept wird auf Sandrasen hin modifiziert, die Chancen und Möglichkeiten zur Erhaltung und Förderung von Sandrasen in Biotop-Verbund-Systemen werden diskutiert.

2.6.1 Notwendigkeit der Integration von Sandrasen in Biotop-Verbundsysteme als Resultat von Überlegungen zur Inseltheorie

Die weit überwiegende Mehrzahl der heute in Bayern noch vorkommenden Sandrasen stellen Restflächen ehemals viel ausgedehnter Vorkommen dar. Mit der Sandrasen-Schrumpfung ist zugleich eine starke Zersplitterung einhergegangen. Diese erst vor wenigen Jahrzehnten erfolgten Schrumpfungen und Zersplitterungen berechtigen dazu, künftige Artenverluste der Sandrasen-Lebensräume vorauszusagen, die sich aus theoretischen, der Inseltheorie entnommenen Überlegungen herleiten. Inwieweit läßt sich die "Inseltheorie" auf die Situation der bayerischen Sandrasen anwenden ? Mit dieser Frage beschäftigt sich das **Kap. 2.6.1.1**, S.151. In diesem Zusammenhang wird auf einige zentrale Grundbegriffe zur Thematik "Vernetzung und Biotop-Verbund" wie "Inseltheorie", "Verinselung", "Habitatinsel", "Minimum-Areal", "Trittstein-Biotop", "Korridor-Biotop" eingegangen, wobei der Bezug zum Lebensraum-Typ Sandrasen immer wieder hergestellt wird. Im **Kapitel 2.6.1.2** (S.153) wird auf die Möglichkeit des Biotop-Verbunds als Antwort der Naturschutz-Strategie auf "Verinselung" und "Isolation" aufmerksam gemacht.

2.6.1.1 Die "Inseltheorie" und ihre Relevanz für die Situation der bayerischen Sandrasen

Für die Verinselung zahlreicher Lebensraumtypen in unserer Kulturlandschaft infolge des Nutzungswandels in den vergangenen 150 Jahren sind die Sandrasen ein besonders krasses Beispiel. Mit dem Begriff "**Verinselung**" wird zum Ausdruck gebracht, daß eine Lebensgemeinschaft nicht mehr in ökologische Verflechtungen integriert ist, die sich theoretisch "unendlich" weit in den Raum verfolgen lassen, sondern vielmehr auf eine quasi inselartige Fläche zurückgedrängt ist. Umgekehrt sind die Möglichkeiten und Wahrscheinlichkeiten der Zuwanderung von lebensraum-typischen Arten auf diese Restfläche von außen so gering, daß sich eine weitgehende Isolation ergibt. Die Parallelen in der Raumstruktur und die (vermutete) Ähnlichkeit der Isolierung solcher Restflächen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft mit der von Inseln im Meer führte zur Begriffsprägung "**Habitatinsel**" (vgl. MADER 1980: 92).

Dem bildlichen Vergleich von "Insel/Meer" mit "Habitatinsel/intensive Agrarlandschaft ringsherum" folgte die Übertragung der von MC ARTHUR und WILSON entwickelten "Inseltheorie" auf die "Habitatinsel" und ihr Umfeld. Demnach vollzieht sich der "Artenhaushalt" einer "Habitatinsel" nach denselben Gesetzmäßigkeiten wie der einer Insel. Die grundlegenden Hypothesen der Inseltheorie (vgl. JEDICKE 1990: 51 ff.) stellen sich wie folgt dar:

- 1) Die Flächengröße einer Insel steht in einem direkten Verhältnis zu ihrer Artenzahl. Je größer die Insel, desto reichhaltiger ist das Artenspektrum. Diese **Arten-Areal-Beziehung** findet ihren Ausdruck in Graphiken, welche die Artenzahl in Beziehung zur Flächengröße setzen.

- 2) Auf Inseln besteht ein Gleichgewicht zwischen der Zahl der neu einwandernden und der aussterbenden Arten. Hierbei handelt es sich um ein Fluktuieren um einen Mittelwert, der als **Turn-over (Arten-Umsatz)** bezeichnet wird. Bei neu zu besiedelnden Inseln liegt die **Einwanderungsrate** so lange höher als die **Aussterberate**, bis das **Gleichgewicht** (vgl. Abb. 2/8) erreicht wird.
- 3) Die Einwanderungsrate hängt von der Größe und Entfernung der Besiedlungsquelle ab, womit der nächstliegende, ähnlich geartete Lebensraum gemeint ist (= **Arten-Distanz-Beziehung**).
- 4) Selbst winzige Inseln können als **Trittsteine** die Austauschprozesse erheblich verstärken, indem sie den vorübergehenden Aufenthalt von Arten erlauben, ohne unbedingt als Dauerlebensraum geeignet zu sein. Der **Trittstein-Effekt** verkürzt die auf einmal zu überwindende Distanz zur nächsten größeren Insel.

Inwieweit lassen sich diese zentralen Gedanken der "Inseltheorie" auf die Situation der Sandrasen in Bayern übertragen ?

Zu Punkt 1:

Generell trifft die Arten-Areal-Beziehung auch für Sandrasen-Lebensräume zu. Neben der Flächengröße hängt der Artenreichtum von der strukturellen und standörtlichen Reichhaltigkeit sowie von den Nutzungs- und Pflegezuständen ab. Die Flächengröße schlägt in unteren Flächenbereichen (unter fünf Hektar Größe) als ein bestimmender Faktor des Artenreichtums vor allem deshalb sehr stark zu Buche, weil sich die vollständige, strukturelle und standörtliche Palette der Sandrasen-Lebensräume und verschiedene Nutzungs- und Pflegezustände nur bei einem Mindestmaß an angebotener Fläche "unterbringen lassen". Diese "Standort-, Struktur- und Nutzungszustände" bedürfen ihrerseits bestimmter Mindest-Flächengrößen, um entsprechend

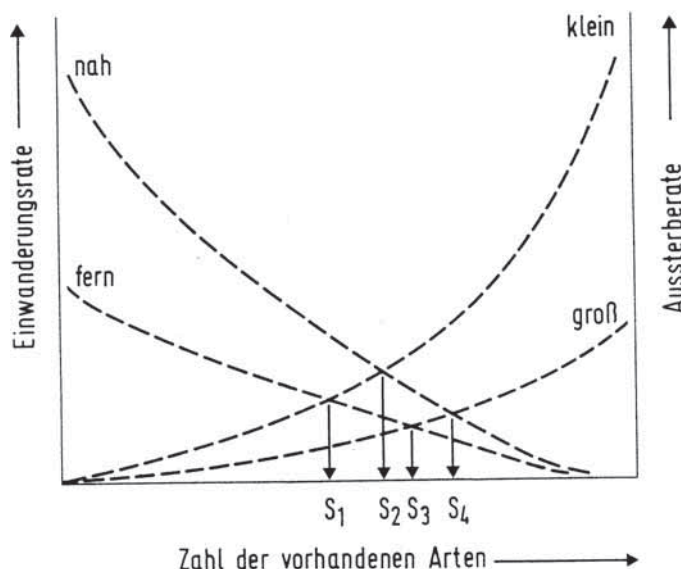


Abbildung 2/8

Gleichgewichtsmodelle (S = dynamisches Arten-Gleichgewicht) (BLAB 1986: 17)

S1 = Artengleichgewicht für kleine, weit entfernte Sandrasen

S2 = Artengleichgewicht für kleine, nahe Sandrasen

S3 = Artengleichgewicht für ausgedehnte, weit entfernte Sandrasen

S4 = Artengleichgewicht für ausgedehnte, nahe Sandrasen

spezialisierten Tier- und Pflanzenarten eine Existenzgrundlage einzuräumen.

Die Arten-Areal-Beziehung gilt strenggenommen nur für spezifische Arten der Sandrasen und verwandte Lebensräume. Kleine, exponiert in der Agrarlandschaft liegende Sandrasen-Reste weisen oft sehr hohe Artenzahlen auf. Zwischen der "Habitatinsel Sandrasen" und den umgebenden Agrarflächen herrscht nicht dieselbe strenge Separierung wie es beim Übergang Insel/Meer der Fall ist. Das Nebeneinander oder "der Verbund" Agrarfläche/Rest-Sandrasen führt bei einer Infiltrierung des Sandrasen-Lebensraumes zu Eutrophierungen (was der Regelfall ist), Änderungen des Mikroklimas und dadurch zum Einwandern biotopfremder und ubiquistischer Arten von der Agrarfläche aus in den Sandrasen-Lebensraum. Verinselte Sandrasen inmitten von Agrarflächen weisen deshalb mehr oder weniger stark gestörte Randzonen auf, welche die "ungestörte Kernzone" ummanteln. Die aus MADER (1980: 93) entnommene [Abbildung 2/9](#) (S. 153) stellt diese Verhältnisse anschaulich dar. Überstreicht die Störzone den gesamten Sandrasen, wie dies heute bei fast allen Restflächen der Fall ist, die in der Agrarlandschaft liegen, so verschwindet die ungestörte Kernzone vollends.

Die Ausbildung solcher Störzonen stellt einen für die Naturschutzpraxis höchst wichtigen Unterschied in der Beziehung zwischen "Insel/Meer" und "Sandrasen/Agrarfläche" dar. Während das Meer die Insel nicht sukzessive vereinnahmt und die Inselfläche weitgehend vor dem Meer "sicher" ist, gilt dies für Sandrasen inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft keineswegs. Sie sind einer mehr oder minder schleichenden Verfremdung ausgesetzt.

Die Randzonen-Überformung wirkt sich bei "Insel-Biotopen", die standörtlich den Agrarflächen ähnlich sind (ähnliche edaphische Verhältnisse usw.), in der Nährstoffversorgung jedoch stark von diesen abweichen, besonders kraß aus. Alle oligotrophen, jedoch hinsichtlich des Wasserhaushaltes nicht extremen Lebensgemeinschaften werden bei Eutrophierung den umgebenden Agrarflächen so "ähnlich", daß die Organismen des "Agrarflächenmeeres" die immer stärker ihren "Inselcharakter" verlierende Restfläche überschwemmen können.

Zu Punkt 2:

Zuwanderungen von Arten in Sandrasen-Inseln erfolgen somit hauptsächlich über biotopfremde Arten. Zuwanderungen von sandrasen-spezifischen Arten und von Arten sandrasen-verwandter Lebensraum-Typen spielen in stark isolierten Sandrasen

heute vermutlich nicht einmal mehr eine marginale Rolle. Umgekehrt läßt sich auf den geschrumpften und zersplitterten Sandrasen jedoch ein steter Rückgang der biotoptypischen Sandrasen-Arten nachweisen, ein Gleichgewicht zwischen Zu- und Abwanderung von Sandrasen-Arten hat sich noch nicht eingestellt. Worin liegen die Ursachen? Vor allem Sandrasen, die heute Reste ehemals großflächiger, oft noch um 1950 zusammenhängender Heideflächen darstellen, beherbergen mutmaßlich immer noch wesentlich mehr Sandrasen-Arten, als dies nach Einstellung des neuen Gleichgewichtszustandes der Fall sein wird. Es liegt auf der Hand, daß nach Radikalschrumpfungen, wie sie etwa die Terrassensandrasen im Rednitz-Regnitzbecken oder die Abensberger Sande in den letzten sieben Jahrzehnten erlitten haben, weitere Artenverluste auf den nur noch wenige Prozent oder gar Promille des Ausgangsbestandes umfassenden Restflächen zu erwarten sind. Das Verschwinden der Blauen Sandschrecke (*Sphingonotus caeruleus*) in diesen Gebieten oft viele Jahre **nach** dem radikalen Schrumpfungsprozeß mag als Indiz für ein derartiges "nachträgliches" Aussterben infolge Biotop-Zerstörung dienen*.

Das Verschwinden von Sandrasen-Arten auf den verbleibenden Restflächen unterbleibt theoretisch nur bei Einhaltung des notwendigen **Minimum-areals**. Zum Minimum-Areal von Sandrasen-Arten liegen bisher noch keine abgesicherten Erkenntnisse vor. Für die auf Trockenstandorten verbreitete Feld-Grille (vgl. REMMERT 1979) sowie für Hummeln, Wildbienen und Heuschrecken werden ca. 3 ha veranschlagt (vgl. RIESS 1988: 106). Wie schon in Kap. 1.5.2.5.2 ausgeführt, hat die Blauflügelige Sandschrecke einen großen Flächenbedarf an vegetationsfreien und vegetationsarmen Sanden. Die Erhaltung stabiler Populationen des Brachpiepers und der Heidelerche verlangt mindestens 80-100 Hektar große Flächen mit geeigneter Habitatstruktur, wenn man wie REICHHOLF (1988: 23) dieses Flächenmaß als Mindestgrundstock für die Erhaltung von Singvogelpopulationen ansetzt.

Beanspruchen Brachpieper und Heidelerche ein großes Mindestareal zur Ausbildung lebensfähiger Populationen, so kommen anscheinend andererseits einige sehr seltene Pflanzenarten der Sandrasen-Lebensräume mit sehr viel geringeren Raumansprüchen aus. Das Minimum-Areal kann in der Naturschutzpraxis daher lediglich in bezug auf jeweils definierte Tier- und Pflanzenarten als Planungsgröße Verwendung finden. Auch die Art-bezogene Verwendung dieses Begriffs ist keineswegs pro-

* Auf eine kritische Größe abgesunkene Populationen sind scheinbar über Jahre hinweg überlebensfähig, bis sie durch ein Katastrophen-Ereignis (ungünstige Witterung, Fehlpflege usw.) zum Aussterben gebracht werden. Einer intakten, kopfstarken Population fügt ein derartiges Ereignis zwar ebenfalls drastische Verluste zu, läßt jedoch mit größerer Wahrscheinlichkeit den notwendigen Grundstock zur erfolgreichen Regeneration überleben als bei der bereits stark geschwächten Population. Bei einer von REMMERT (1979) untersuchten Population der Feld-Grille beispielsweise schwankten die Minimum- und die Maximum-Bestandeszahlen um mehr als das hundertfache. Liegt die Normalstärke der Feld-Grille in einem Gebiet bereits auf einem niedrigen Niveau, so ist die Gefahr entsprechend groß, daß sie im Zuge eines Populationszusammenbruches endgültig (lokal) ausstirbt. Dies gilt sinngemäß auch für viele andere Arten.

blemlos möglich. Vielfach wird bei der Ableitung von Minimum-Arealen von Arten die kleinste Fläche zugrundegelegt, auf der noch Populationen nachgewiesen werden können. Es handelt sich bei derartigen Populationen jedoch in vielen Fällen um aussterbende Überbleibsel ehemals stärkerer Bestände eines vor wenigen Jahrzehnten noch viel größeren Gebietes. Für die Lebensgemeinschaft Sandrasen insgesamt ist es nicht möglich, diese Größe als präzisen, empirisch abgesicherten, für die Naturschutzpraxis verwendbaren Richtwert festzulegen.

Abgesehen davon, daß sich aufgrund der empirischen Erfahrungen konkrete Werte für Minimum-Areale zu Sandrasen zumindest nicht innerhalb eines engen Rahmens fixieren lassen, sprechen auch wissenschaftstheoretische Überlegungen dagegen, für bestimmte Sandrasen-Lebensraum-Typen Minimum-Areale auf einen bestimmten Wert (wie z.B. drei Hektar) festzulegen. Selbst bei scheinbar identischen und gleichgroßen Sandrasen können die Minimum-Areale verschieden groß ausfallen. Das Minimum-Areal einer rasen-artigen Lebensgemeinschaft wird außer durch die Flächengröße von folgenden Faktoren mitbestimmt (vgl. WITSCH 1980: 184 f.):

- Intensität der Nutzung und der Pflege;
- Barriere-Wirkung der Umgebung;
- Entfernung zum nächsten Gebiet mit einem ähnlichen Biotop-Typ-Charakter;
- biogeographische Lage des Gebietes.

Die beiden letztgenannten Punkte gehören bereits zum Diskussionsstoff der Arten-Distanz-Beziehung.

Zu Punkt 3:

Es versteht sich von selbst, daß sich die Chancen für den Austausch von Tier- und Pflanzenarten zwischen zwei Sandrasen mit abnehmenden Abständen verbessern. Über die maximalen Abstände zwischen Sandrasen, die einen regen gegenseitigen Austausch des überwiegenden Teils ihrer Artengarnituren zulassen, ist nichts Sicheres bekannt. Grundsätzlich gilt auch für Sandrasen die Regel, daß der räumliche Abstand um so geringer sein muß, je kleiner die Verbindungsbiotope sind (vgl. RIESS 1988: 104). Von der Wildbienen-Gattung *Andrena* ist bekannt, daß sie Flugdistanzen beim Pollensammeln von maximal 800 Meter zu überwinden vermag (vgl.

WESTRICH 1989: 291). Für zahlreiche weitere Wildbienen-Arten beträgt diese Entfernung ca. 200 bis 400 Meter (WESTRICH). Legt man zugrunde, daß pollensammelnde Insekten die generative Fortpflanzung der pollenspendenden Pflanzenarten gewährleisten, so ergibt sich für den Verbund von Sand-Biotopen daraus die Anforderung, diese Distanzen bei der Abstandsplanung keinesfalls zu überschreiten. Als Richtwert für die Maximalabstände zu verbindender Sandbiotope bietet sich die Entfernung von ca. 200 bis 300 Meter an.

Zu Punkt 4:

Trittstein-Biotope liegen definitionsgemäß unter dem Minimum-Areal einer Pflanzen- und Tierart und sind deshalb als Dauerlebensraum ungeeignet. Aufgrund der Schwierigkeiten, Minimum-Areale für Sandrasen-Lebensgemeinschaften zu fixieren, soll grundsätzlich der Begriff Trittstein-Biotop nur auf die jeweils betrachtete Tier- und Pflanzenart bezogen werden. Ein und derselbe Sandrasen-Lebensraum kann für eine Tierart als **großflächiger Dauerlebensraum** geeignet sein, für eine andere stellt er nur einen **Trittstein** dar. Von vornherein als Trittstein-Biotope können allenfalls solche Sandrasen-Reste gelten, die durchgehende Schädigungen aufweisen oder wo die Sandrasen nur (noch) als kleinflächige Fragment- und Rumpf-Gemeinschaften vorliegen.

2.6.1.2 Der Biotop-Verbund als mögliche Antwort auf die Verinselung von Sandrasen

Versucht man, ein Resümee zur Relevanz der vier Hauptpunkte der Inseltheorie für die bayerischen Sandrasen zu ziehen, so ergeben sich als wichtigste Befunde:

- Nahezu alle Sandrasen-Lebensräume befinden sich heute als "Biotop-Inseln" in einer Situation, die sich mit der Inseltheorie beschreiben läßt. Hinsichtlich des Austausches mit Sandrasen-Organismen mit benachbarten Biotopen bestehen starke Isolationen. Die "Sandrasen-Inseln" ihrerseits erleiden jedoch Immissionen und die Infiltration von Fremd-Arten und somit eine Verfremdung durch die umliegenden Agrarflächen.
- Die heutigen Ausdehnungen vieler Sandrasen stellen vielfach nur noch einen winzigen Bruchteil der Flächengrößen dar, die vor 40-60 Jahren

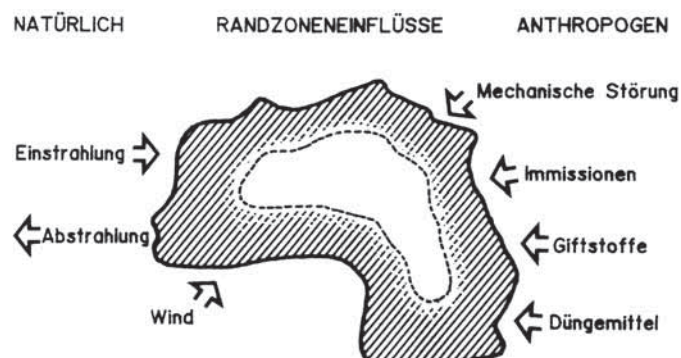


Abbildung 2/9

Randzoneneinflüsse in "Habitatinseln" wie isolierten Sandrasen-Lebensräumen-Resten in der Agrarlandschaft (MADER 1980: 93).

üblich waren. Es spricht vieles dafür, daß die extrem geschrumpften Flächen heute noch "Sandrasen-Arten-Überschüsse" aufweisen und sich ein stabiles Gleichgewicht zwischen Ab- und Zuwanderung von Sandrasen-Arten noch nicht eingestellt hat, zumal die durch die Zersplitterung bewirkte Isolation kaum noch die Zuwanderung von Sandrasen-Arten zuläßt.

Die Isolation der Sandrasen-Lebensräume wird durch Verbunde mit Biotop-Typen gemildert, die eine Mindestähnlichkeit mit diesem Lebensraum-Typ aufweisen und deshalb Transportfunktionen für Sandrasen-Arten wahrnehmen können. Für die eine oder andere Sandrasen-Tier- oder Pflanzenart können diese Biotop-Typen den besiedelbaren Lebensraum vergrößern. Die Schaffung und strukturelle Verbesserung von Verbunden aus Sandrasen und sandrasen-verwandten Biotop-Typen eröffnet neben der Verbesserung der Überlebenschancen für Sandrasen-Arten weitere artenschutzbezogene Perspektiven. Zahlreiche Tier- und Pflanzenarten, welche die Ökotonen zwischen Sandrasen und verwandten Lebensräumen besiedeln, können durch Verbesserung der Verbund-Situation wirksam gefördert werden. Darüber hinaus kann sogar der Verbund von Sandrasen mit wenig verwandten Biotopen wie Feuchtwiesen sinnvoll sein, wenn damit der Lebensraum-Qualität der heute **oft besonders gefährdeten Tierarten mit Doppel-Biotop-Ansprüchen*** genüge getan wird. Für Arten mit Doppelbiotop-Ansprüchen ist die räumliche Nähe bestimmter, unterschiedlicher Biotop-Typen wichtig. Brut-, Nahrungs- oder Überwinterungshabitate liegen bei diesen Arten in unterschiedlichen Biotop-Typen, müssen jedoch eng benachbart zueinander liegen, um nutzbar zu sein.

Mithin ergibt sich: der Biotopverbund stellt eine Hilfsmaßnahme dar, welche die Vernetzung von

- Sandrasen mit Sandrasen;
- Sandrasen mit verwandten Biotop-Typen;
- Sandrasen mit wenig verwandten, aber im betreffenden Raum traditionell eng benachbarten Biotop-Typen

bewerkstelligen oder verbessern kann.

Als Ergebnis der verstärkten Vernetzung werden:

- Sandrasen-Arten gefördert, deren besiedelbarer Raum vergrößert wird (gilt auch beim Verbund mit verwandten Biotop-Typen);
- Ökoton-Bewohner begünstigt, wenn das Gefüge Sandrasen/verwandter Biotop-Typ neugeschaffen oder verbessert wird;
- Biotopkomplex-Bewohnern verbesserte Überlebenschancen eingeräumt, wenn traditionelle Benachbarungen von andersartigen Biotop-Typen

zu Sandrasen wieder installiert werden bzw. in ihrer Raumwirkung verbessert werden (z.B. durch Entfernung von Barriere-Strukturen).

Die Aufgabe und Notwendigkeit des Biotop-Verbundes besteht nicht zuletzt darin, die Mosaikstruktur der Biotope so weit wieder instanzzusetzen, daß das "tragende, traditionelle Netzwerk der Organismen in einem Landschaftsraum nicht zerrißt" (vgl. REICHHOLF 1988: 23).

2.6.2 Eignung von Biotoptypen für den Verbund mit Sandrasen

Die Verbesserung bzw. der Wiederaufbau der Vernetzung zwischen voneinander getrennten Sandrasen kann nur über Biotop-Typen erfolgen, die diesen so ähnlich sind, daß sie sich für Sandrasen-Arten (z.B. Gefäßpflanzen, Insektenarten) als Zusatzlebensraum eignen oder zumindest genügend "durchlässig" sind, um die Migration dieser Arten zu gestatten. Inwieweit sich zwischen den bayerischen Sandrasen-Lebensräumen und räumlich benachbarten Biotop-Typen tatsächlich tiefgreifende Vernetzungen ausbilden, ist bisher nur grob bekannt. Der folgenden Zusammenstellung geeigneter Biotop-Typen für den Verbund mit Sandrasen (der bis auf weiteres ein provisorischer Charakter anhaften muß) liegen folgenden Kriterien zugrunde:

- **Floristische und faunistische Ähnlichkeit**, also Vorkommen derselben Tier- und Pflanzenarten. Es versteht sich von selbst, daß sich für eine Tierart, die in zwei verschiedenen Biotop-Typen vorkommt, bei einem räumlichen Nebeneinander keine (oder zumindest keine unveränderbaren) Barriere-Wirkungen ergeben.
- **Standörtliche Ähnlichkeit**. Hierunter fallen keineswegs nur Flächenbiotope, deren Standortspektrum mit dem von Sandrasen weitgehend deckungsgleich ist. Die standörtliche Ähnlichkeit eines Biotop-Typs lediglich mit einem Segment des Sandrasen-Lebensraumes dürfte vielfach schon zumindest zur Vernetzung der Populationen der Sandrasen-Organismen ausreichen, die in diesem Segment ihren Vorkommensschwerpunkt innehaben.
- **Vorkommen auf potentiellen Sandrasen-Standorten**. Biotop-Typen, die auf potentiellen Sandrasen-Standorten vorkommen, weisen von vornherein einen Standortcharakter auf, der denen von Sandrasen nahekommt. Eine Entwicklung zu Sandrasen und sandrasen-ähnlichen Vegetationsbeständen ist zumindest grundsätzlich möglich (vgl. Kap. 2.5, S.137).

* Der Begriff "Doppel-Biotop-Bewohner" wird in diesem Band im Sinne von HEYDEMANN (1988: 4) verwendet, der dazu ausführt: "Für bestimmte Tierarten müssen Bestände von zwei oder mehr verschiedenen Biotop-Typen in räumlicher Nähe zueinander vorhanden sein oder wieder entwickelt werden. Es handelt sich dabei um Tierarten mit Doppelbiotop-Ansprüchen, die schon aus dem Grunde dieses Spezialanspruchs an die Beschaffenheit eines Landschaftsraumes in der Regel besonders gefährdet sind." Nicht gemeint sind Arten, die in mehreren unterschiedlichen Biotop-Typen vorkommen, ohne auf einen Komplex-Zusammenhang der verschiedenen Biotope angewiesen zu sein.

- Einen Hinweis auf die Eignung zum Verbund mit Sandrasen liefern schließlich **traditionelle Landschaftsbilder** und **traditionelle Landschaftsstrukturen**. Vieles spricht dafür, daß Lebensraum-Typen, die in bestimmten Regionen über sehr lange Zeiträume mit Sandrasen räumlich verbunden waren, auch über die Beziehungen von Tier- und Pflanzenarten eng miteinander verwoben sind.

Nachfolgend werden zunächst für den Biotop-Verbund mit Sandrasen geeignete Flächen-Biotope (Kap. 2.6.2.1), anschließend geeignete Linien-Biotope (Kap. 2.6.2.2, S.156) behandelt. Eine Zusammenstellung über für den Verbund mit Sandrasen ungeeignete Biotope sowie über Biotope mit ausgesprochener Barriere-Wirkung gegenüber Sandrasen bildet das dritte Unterkapitel zu Kap. 2.6.2, S.154.

2.6.2.1 Für den Biotop-Verbund mit Sandrasen geeignete Flächen-Biotope

Flächig entwickelte Biotope können die Vernetzung von Sandrasen sehr unterstützen, wenn sie ihrerseits den Sandrasen-Arten Ansiedlungsmöglichkeiten bieten und dies möglichst durchgängig und auf relativ großer Fläche geschieht. Vielfach läßt sich beobachten, daß Flächenbiotope vorwiegend in den Randzonen günstige Lebensbedingungen bieten (sei es als Dauerlebensraum, als Trittstein, als Wanderkorridor). Im Bestandesinnern oder in Bereichen mit von Sandrasen stark abweichendem Standortcharakter (sehr nasse Stellen) kann dagegen eine erhebliche Barrierewirkung für die Ausbreitung von Sandrasen-Arten vorliegen.

Flächige, zur Vernetzung von Sandrasen geeignete Biotope lassen sich zumeist ebensowenig "aus dem Boden stampfen" wie Sandrasen selbst und sind oft ebenso wie diese pflegeabhängig. In der nachfolgenden Zusammenstellung nicht berücksichtigte Biotope können für den Verbund auf lange Sicht (ebenso) wertvoll sein, sofern sie auf potentiellen Sandrasen-Standorten (vgl. Kap. 2.5.1.1, S.138) angesiedelt sind. Die Renaturierung auf einen Sandrasen oder einen sandrasen-ähnlichen Bestand hin (z.B. Abräumung eines Kiefern-Forstes) kann auf mittlere Sicht die Vernetzungsfunktion einer solchen Fläche ganz entscheidend verbessern.

1) Lichte Flechten-, Gabelzahnmoos- und Wintergrün-Kiefernwälder auf Sandböden

Ideale Verbund-Partner für Sandrasen im engeren Sinn stellen lichte Sand-Kiefernwälder dar. Durch ihre halboffene Struktur weisen Flora und Fauna einen hohen Grad an Übereinstimmung mit benachbarten Sandrasen auf, zahlreiche Sandrasen-Arten können derartige Kiefernwälder zumindest in Lichtungen als Aufenthaltsort mitnutzen. Die Ähnlichkeit mit Sandrasen ist um so größer, je stärker diese Wälder weidegeprägt sind und diese Nutzung noch ausgeübt wird. Dasselbe gilt für lichte Kiefernwälder, in denen die Streunutzung wieder aufgenommen wird. Die Entfernung der Nadelstreuaufgaben

nähert die Kiefernwälder den Sandrasen standortökologisch an.

2) Trockene Eichenwälder

Nur noch lokal (z.B. Romberg bei Lohr, Truppenübungsplatz Tennenlohe) können als Verbund-Partner für Sandrasen auch lichte, trockene Eichenwälder in Frage kommen. Besonders günstige Vernetzungen ergeben sich vor allem zwischen Sandrasen und mittelwaldartig bewirtschafteten Eichen-Trockenwäldern, die von *Peucedanum oreoselinum*-Säumen und Saum-Fragmenten durchzogen sind, die ihrerseits weit in die angrenzenden Sandrasen hineinreichen können. Die Saumvegetation nicht nur als linienförmig, sondern als netzförmig verteiltes "Brückenelement" zwischen offenen Sandrasen und bewaldeten Flächen demonstriert bereits physiognomisch einen sehr hohen Vernetzungsgrad.

3) Streuobst-Bestände

Einen ähnlich idealen Verbund-Partner wie lichte Trockenwälder können für Sandrasen i.e.S. offene Streuobst-Bestände auf Sand-Standorten darstellen, die noch einen entfernt sandrasen-artigen Unterwuchs aufweisen (z.B. mit *Armeria elongata*) (vgl. Kap 1.4 und 1.5 im LPK-Band II.5 "Streuobst"). Reich an Sandrasen-Arten sind vor allem Streuobst-Bestände mit ehemaliger ackerbaulicher Unternutzung. Als Verbundpartner für Sandrasen auf flachen Flugsand-Überdeckungen der unteren Regnitz- und Maintalterrassen kommen Streuobst-Bestände für Sandrasen vor allem im Raum Pettstadt, Hirschau-Bamberg, Volkach (Astheim, Fahr), Miltenberg-Aschaffenburg in Frage (vgl. LKP-Band II.5 "Streuobst").

4) Zwergstrauchheiden

Zu den offenen Flächenbiotopen, die mit Sandrasen eine große Verwandtschaft zeigen, gehören zweifellos die Zwergstrauchheiden mit *Calluna vulgaris* und *Vaccinium*-Arten, die insbesondere über sauren, basenarmen Sanden den Kontakt-Lebensraum mit Sandrasen bilden. An offenen, aufgerissenen Stellen innerhalb der Zwergstrauchheiden können inselartig kleinflächig Sandrasen-Fragmente vorkommen. Insbesondere unter den Wildbienen besiedeln mehrere Arten (z.B. *Andrena fuscipes*, vgl. WESTRICH 1989: 44) Komplexlebensräume aus Sandrasen mit offenen Bodenstellen (Bruthabitat) und Zwergstrauchheiden (Nahrungshabitat). Zwischen den reifen Sandgrasnelken-Schwingelrasen der bodensauren *Dianthus deltoides*-Variante und den Zwergstrauchheiden bestehen zudem erhebliche floristische Ähnlichkeiten (z.B. *Jasione montana*, *Dianthus deltoides*, *Hieracium pilosella*, *Pimpinella saxifraga* usw.).

5) Kalk-Pfeifengraswiesen, Kalkflachmoore

Im Abensberger Dünenbereich existierten früher nach Angaben von MERGENTHALER (1989, mdl.) direkte Kontakte der Sandrasen mit Stromtal-Pfeifengraswiesen und Kalkniedermooren (mit *Orchis palustris*!), die heute restlos zerstört und nicht wieder herstellbar sind. Als Verbund-Partner

kommen Kalkflachmoore und Kalk-Pfeifengraswiesen heute für Sandrasen nicht mehr in Frage*.

6) Nährstoffarme Übergangsmoore

In der Oberpfalz kommen in enger räumlicher Benachbarung zu Sandrasen und lichten Sandkiefernwäldern Vermoorungen mit Birken- und Kiefernbrüchen, offener Übergangsmoor-Vegetation (RHYNCHOSPORION ALBAE, SPHAGNION MAGELLANICI) vor, die ideale Komplexlebensräume für Tierarten wie die Kreuzotter bieten können. Das Brückenglied zwischen den Mooren und den Sandrasen bilden zumeist Zwergstrauchheiden.

7) Feuchtwiesen

Die Ähnlichkeit zwischen Sandrasen und Feuchtwiesen (vgl. LPK-Band II.6 "Feuchtwiesen") ist gering, da neben den Unterschieden im Wasserhaushalt auch Unterschiede in der Trophie hinzutreten (dichtere, höherwüchsige Vegetation). Zwischen Sandrasen und Feuchtwiesen gibt es kaum floristische Überlappungen. Nichtsdestoweniger ist für Biotop-Komplexbewohner und Doppel-Biotop-Bewohner wie einigen Wildbienen-Arten (vgl. WESTRICH 1989: 74 f.) ein enges räumliches Beziehungsgefüge zwischen Sandrasen und blütenreichen Wiesen wie zum Beispiel Wiesensilgen-Wiesenknopf-Wiesen (SANGUISORBO-SILAIETUM) lebenswichtig.

Als Verbund-Partner für Sandrasen kommen Feuchtwiesen in Bayern vor allem entlang des Mains in Frage.

8) Auen

Sehr wertvolle Verbund-Biotope für Sandrasen-Lebensräume stellen benachbarte Auen dar. Die flußbegeleitenden Sandrasen zeichnen sich durch einige Insektenarten aus, die trockene Offensandbiotop als Niststätten nutzen und in den Auen ihre Nahrungspflanzen finden. Die Wildbienenart *Colletes cunicularius* nutzt die Sandgebiete als Brutlebensraum, als Pollenquelle dienen ihr ausschließlich Weiden-Arten (vgl. Kap. 1.5.2.3.3).

9) Sandgruben/Sand-Aufschüttungen

Ein sehr wichtiger und leistungsfähiger Baustein in Verbund-Systemen mit Sandrasen können Sandgruben darstellen. Auf trockenen Lockersand-Standorten in Sandgruben entwickeln sich bei günstiger Kontaktlage zu Sandrasen-Lebensräumen mitunter recht schnell Pionier-Sandrasen (vgl. Kap. 2.5.1.6., S.146). Insbesondere Insektenarten, die wie die Blauflügelige Ödlandschrecke (*Oedipoda caerulescens*) oder der Feld-Sandlaufkäfer (*Cicindela campestris*) auf vegetationsarme Rohboden-Standorte in Sandrasen-Biotopen angewiesen sind, eröffnet sich bei einem räumlichen Verbund mit trockenen Sandgruben eine Erweiterung ihres Lebensraumes. Sandgruben kommen als Verbund-Partner naturgemäß

für Sandrasen in Frage, die auf abbaufähigen Sandlagerstätten entwickelt sind.

10) Brachliegende Sandäcker

Brachgelegte Äcker gewinnen als Verbund-Biotope für Sandrasen rasch einen hohen Wert, zumal wenn sie zuvor nur schwach aufgedüngt wurden. Xerothermophile Rohbodenbewohner der Sandrasen-Fauna können vom Brachfallen angrenzender Äcker unmittelbar profitieren. Die blanken Sandstandorte der Ackerbrachen werden von den Pionierarten der Sandrasen rasch angenommen.

Innerhalb von 30-50 Jahren können sich auf ihnen sandrasen-artige Vegetationsbestände entwickeln, wenn sie an Sandrasen unmittelbar angrenzen (vgl. Kap. 2.5.1.3, S.144, u. 2.5.2, S. 146). Brachliegende Äcker lassen sich zudem ohne Schwierigkeiten durch eine Schafherde mitbeweiden sowie für die Nachtpferch nutzen.

In Gebieten, in denen die Feldgras-Weide-Wechselwirtschaft ausgeübt wurde (vgl. Kap. 1.6.2.3, S. 73), gehörte das Nebeneinander von Sandrasen (meist Schafweiden), brachgefallenen Äckern mit einer mehr oder weniger sandrasen-artigen Vegetation und bewirtschafteten Äckern zum traditionellen Landschaftsbild.

11) Extensiv genutztes Wirtschaftsgrünland

Halbfettes Wirtschaftsgrünland auf potentiellen Sandrasen-Standorten kann zunehmend Vernetzungsfunktionen zwischen Sandrasen wahrnehmen, wenn es sukzessive ausgehagert wird und allmählich auf größere Magerrasen-Ähnlichkeit hin renaturiert wird (vgl. Kap. 2.5.1.2, S.138 u. 2.5.2, S. 146).

2.6.2.2 Für den Biotop-Verbund mit Sandrasen geeignete Linearbiotop

Linear entwickelte Biotop genießen gegenüber den Flächenbiotop den Vorzug, daß sie sich ohne großen unmittelbaren Raumbedarf als Verbundbausteine zwischen zwei Sandrasen "einsetzen" lassen. Die Vernetzungsfunktion wird jedoch sofort beeinträchtigt oder gar nahezu unmöglich gemacht, wenn ein derartiger Linear-Biotop seinerseits nicht vor Nährstoffeinträgen abgepuffert wird. Von nur wenige Meter breiten Linear-Biotop, die unmittelbar an intensiv genutzte, stark gedüngte Agrarflächen angrenzen, kann man nicht erwarten, daß sie einen nennenswerten Beitrag zur Vernetzung von Sandrasen leisten können.

Potentiell besonders wirkungsvoll sind Linear-Biotop, auf denen sandrasen-artige Vegetationsbestände entwickelt oder beigemischt sind. Ähnliches gilt für Linear-Biotop, denen schmale Magerrasenbänder oder Trockensaum-Streifen vorgelagert sind.

* Die Kontakte zwischen Kalkquellmoor-Vegetation und Kalksandheiden innerhalb des NSG Windsberg sind nicht Gegenstand dieses Bandes, da die Kalksandheiden des Tertiärhügellandes im LPK-Band II.1 "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen" behandelt werden.

1) Waldränder von Kiefernforsten

Eine Schlüsselrolle beim Sandrasen-Verbund können als Korridor-Biotope die Waldränder wahrnehmen, die als ausgesprochene Grenzlinien-Biotope einen bevorzugten Aufenthalts- und Fortbewegungsraum von zahlreichen Tierarten darstellen. Besonders wertvoll sind naturnah strukturierte und aufgelichtete Waldränder, die - wenn auch in etwas verarmter und gestauchter Form - über die Strukturelemente verfügen, die naturnahe Waldrandseiten von Sandrasen aufweisen wie Sandrasen-Streifen oder wenigstens Magerrasen-Zwickel, Sandanrisse mit vegetationslosen Flecken und schmale Saumbänder.

Randzonen von Forstbeständen (insb. Kiefer) können für den Sandrasen-Verbund wertvoll sein, wenn ihnen magere oder wenigstens nur halbfette Grünlandstreifen (auf potentiellen Magerrasen-Standorten) vorgelagert sind.

2) Wald-Schneisen

Verbinden durch Kiefern-Forsten verlaufende Waldschneisen zwei Sandrasen, so kann die Barrierewirkung der Forsten stark abgemildert werden. Voraussetzung dafür ist, daß die Schneise auf einem potentiellen Sandrasen-Standort verläuft und selbst

sandrasen-artige Vegetationsbestände aufweist. Der Lichtgenuß einer Schneise (wichtig für lichtbedürftige Offenland-Arten) hängt ab von:

- Schneisenbreite;
- Baumhöhe;
- räumlicher Ausrichtung.

Ost-West-Schneisen bekommen bei gleicher Breite und gleicher Baumhöhe weniger Licht ab als Nord-Süd-Schneisen. WARREN & FULLER (1990: 20) haben diese Zusammenhänge in Graphiken zusammengestellt, die in *Abb. 2/10* wiedergegeben sind. Die Mindestbreite für eine Schneise, die eine ausreichende Belichtung für die Entwicklung linear-bandförmiger Sandrasen und Offensandstellen aufweisen soll, wird von diesen Autoren auf 30 bis 50 Meter veranschlagt. Wald-Schneisen können - sofern noch nicht vorhanden - in dichten Kiefern-Forsten mit Barriere-Wirkung angelegt werden, um zwei Sandrasen indirekt miteinander zu verbinden.

3) Stromleitungstrassen

Die Möglichkeit, Sandrasen-Reste wieder miteinander zu verbinden, bietet sich vielfach über Stromleitungstrassen, die durch Sand-Kiefernwälder führen. Stromleitungstrassen verfügen über die notwendige

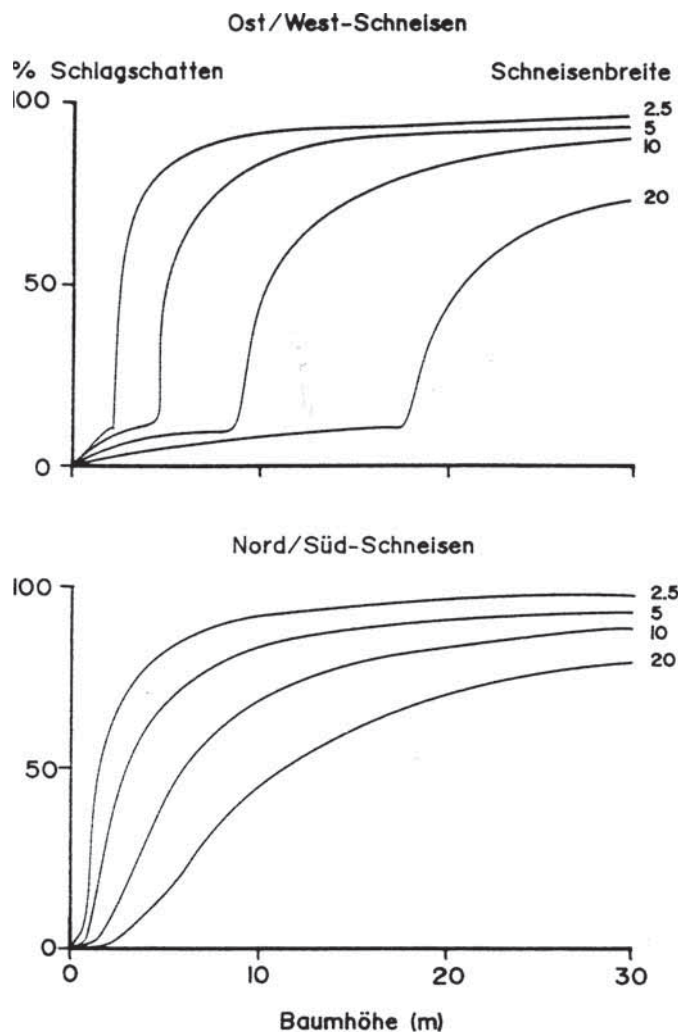


Abbildung 2/10

Beziehungen zwischen dem Grad der Beschattung und der Baumhöhe in Waldschneisen in Abhängigkeit von der Schneisenweite und der Himmelsrichtung, berechnet für den 52. Breitengrad (nach WARREN & FULLER 1990: 20).

Schneisenbreite von mindestens 30 Meter um die Schneisenfläche ausreichend zu belichten. Einige Stromleitungstrassen, die seinerzeit durch Kiefernforsten im Reichswald angelegt wurden, bergen durchgehend an mehreren Stellen das Vorkommen von Kleintierarten der Sandrasen-Ökosysteme sowie Silbergras-Bestände, so daß zumindest ein Mindestmaß an Vernetzungswirkung als belegt gelten kann.

4) Terrassen-Böschungen

Terrassen-Böschungen sind Linear-Biotope, die den Acker-Ranken strukturell sehr gleichen (vgl. auch LPK-Band II.11 "Agrotrope"). Ähnlich wie Ranken beziehen Böschungen starke Immissionen von Schadstoffen, wenn intensiv genutztes Agrarland unmittelbar angrenzt. Die Pufferungs-Notwendigkeit ist bei Terrassen-Böschungen ebenso gegeben wie bei Acker-Ranken. Die Pufferung von Terrassenböschungen kann sogar noch größere Nutzefekte erzielen, da sie zumeist breiter und höher sind als die Acker-Ranken und deshalb die Korridor-Funktion wirksamer wahrnehmen können. Wertsteigernd wirken vegetationsarme Böschungsanrisse, da sie für Hautflügler der Sandrasen (wie verschiedenen Wildbienenarten) bei Sonnenexposition hervorragende Voraussetzungen zur Anlage ihrer Bodennester bieten.

Terrassen-Böschungen können als Korridor-Biotope einen sehr wertvollen Beitrag zum Verbund der Terrassensandrasen leisten.

5) Ungeteerte Wirtschaftswege und Wegböschungen

Für den Verbund von Sandrasen bieten sich unter den Linearbiotopen sandige Wirtschaftswege an, die noch von schmalen Rasensäumen begleitet werden und über trittstein-artige Sandrasen in Wegböschungen verfügen. Entlang solcher Wege sind oft zahlreiche Vertreter der Sandrasen-Grundartengarnitur sowohl hinsichtlich der Flora (*Corynephorus*-Bestände) als auch der Fauna (z.B. *Cicindela*-Arten) anzutreffen. In Forsten hängt die Vernetzungswirkung der Wirtschaftswege vom Belichtungsgrad ab. Je stärker die Wirtschaftswege dort beschattet sind, desto geringere Beiträge zum Verbund der Sandrasen sind von ihnen zu erwarten.

6) Randzonen und Böschungen von Eisenbahnrassen, Autobahnen und Fernstraßen

Autobahn- und Straßenrandzonen können von langgezogenen Sandrasen-Bändern begleitet werden. Am eindrucksvollsten ist dies an der BAB Berlin-München südwestlich von Berlin in Brandenburg der Fall, wo dies auf fast 20 Kilometer Länge geschieht und in diesen Begleitrasen die Sandgrasnelke zu Tausenden gedeiht. In Bayern gibt es Sandrasenstreifen entlang der BAB Aschaffenburg-Hanau, Amberg-Nürnberg, Nürnberg-Erlangen und Erlangen-Bamberg.

7) Triftwege

Ein Korridor-Biotop von zentraler Bedeutung stellt für beweidete Sandrasen der Triftweg dar. Über den Triftweg werden mutmaßlich erhebliche Diasporenmengen von einem Sandrasen zu den benachbarten

Rasen transportiert. Der Transport der Diasporen kann durch Anhaften an der Schafwolle oder an den Schafklauen erfolgen; er geschieht auch, indem das Schaf auf einem Sandrasen weidet, über den Triftweg zum Nachbarrasen getrieben wird und dort kotet. Zudem können die Triftwege als verbindende Strukturen partiell ebenfalls magerrasen-artigen Bewuchs aufweisen, so daß der Organismen-Austausch sich nicht ausschließlich auf das "Transportmedium" Schaf beschränken muß.

Für an Tierkot gebundene Tierarten sind Triftwege ideale Verbundstrukturen. Durch den intensiven Tritt bleibt die Vegetation niedrigwüchsig oder fehlt völlig; entsprechend findet man auf den Triftwegen oft ein Rohboden-Mikroklima vor. Auf unbewachsenen Triftwegen konzentrieren sich nicht selten die Bewohner vegetationsarmer Standorte wie die Blauflügelige Ödlandschrecke und die Rostbinde (*Hipparchia semele*).

Über die Vernetzungswirkung hinaus besteht die Korridor-Funktion der Triftwege darin, daß sie die Durchführung der Beweidung (vgl. Kap. 3.4, 165) entscheidend zu erleichtern hilft. Triftwege müssen als unverzichtbare und unersetzliche Korridore zwischen sämtlichen Sandrasen gelten, die durch Schafe beweidet werden.

8) Hecken

Hecken sind als Verbund-Biotope zwischen Sandrasen mutmaßlich ungeeignet. Zudem sind sie in den "Sandrasen-Provinzen" niemals Bestandteil des traditionellen Landschaftsgefüges in der Umgebung der Sandrasen-Lebensräume gewesen.

9) Raine

Raine haben infolge des hohen Düngereinsatzes in der Landwirtschaft ihre Bedeutung als "magerrasen-artige" Bänder stark eingebüßt (vgl. auch LPK-Band II.11 "Agrotrope"). Eingezwängt zwischen intensiv genutzten Agrarflächen werden sie von den Düngungen stark miterfaßt. Wenige Meter breite Acker-raine mit Silbergrasfluren, wie sie noch in Sandackerrainen in den 50er Jahren nicht selten vorkamen (RINGLER 1991, mdl.), gehören heute in Bayern der Vergangenheit an.

Gegenwärtig herrschen auf den potentiell geeigneten Rainen eutrophierte und ruderalisierte Grasbestände mit *Elymus* (= *Agropyron*) *repens* vor, denen gelegentlich noch Sandruderalarten wie *Trifolium arvense*, *Berteroa incana* oder *Artemisia campestris* beigemischt sind. Eine Verbesserung der Vernetzungsfunktion der Raine ist ohne eine wirksame Abpufferung (10 bis 20 Meter breite Abstandsstreifen) und ohne Aushagerungsschnitte zur Renaturierung nicht möglich.

10) Gräben

Für den Verbund von Sandrasen eignen sich die Gräben wohl nur sehr begrenzt. Ausgesprochene Sandrasen-Pflanzenarten können Grabenränder und Grabenböschungen nur besiedeln, wenn ein sandiges Substrat ansteht. Besser nutzbar sind Grabenstrukturen für vagile Tierarten, die sich entlang eines Grabens von einem Sandrasen zum anderen bewegen können. Ebenso sind die Gräben mutmaßlich für

einige Doppel-Biotop-Bewohner nutzbar, die zusätzlich zu Sandrasen auch Feuchtbiopte benötigen.

11) Bachläufe

Für Bachläufe gilt hinsichtlich der Verbundwirkung von Sandrasen dasselbe wie für Gräben (vgl. LPK-Band II.19 "Bäche und Bachufer").

2.6.2.3 Für den Biotop-Verbund mit Sandrasen ungeeignete Biotope; Biotope mit ausgesprochener Barrierewirkung

Für die Vernetzung von Sandrasen-Organismen sind grundsätzlich Biotop-Typen um so ungeeigneter, je stärker sie in ihrem Standortcharakter (Kleinklima, Lichthaushalt, Wasserhaushalt, Nährstoffhaushalt, Bodenchemie und Bodenphysik) von Sandrasen abweichen. Werden sie für Sandrasen-Arten praktisch undurchdringbar, so üben sie starke Barrierewirkungen zwischen Sandrasen aus.

Besonders problematisch sind Barriere-Biotope, die auf potentiellen Sandrasen-Standorten angesiedelt sind bzw. eine potentielle Magerrasen-Zone durchschneiden. Hierzu gehören insbesondere:

- **Straßen:** Geteerter Straßen kommt eine sehr starke Zerschneidungswirkung zu. Dieses Phänomen kann heute als belegt und allgemein bekannt gelten. Die Verinselungs-Wirkung geteeter Straßentrassen auf verschiedene Vertreter der Arthropoden-Fauna ist u.a. von MADER in mehreren Publikationen (z.B. 1979 u. 1980) ausführlich dargestellt worden. Starke Zerschneidungseffekte erzeugen bereits einspurige Teerstraßen (vgl. JEDICKE 1990: 34 ff.).
- **Enggepflanzte Kiefernforste:** Dichtstehende Kiefern-Forste erzeugen Barrieren, die den Artenaustausch zwischen Sandrasen-Lebensräumen stark erschweren, wenn nicht völlig unterbinden. Die Unterschiede in der Standortfaktoren-Kombination von dichten Kiefern-Forsten und Sandrasen machen diesen Sachverhalt deutlich: die Kombination "frischer, hoher Baumbestand, keine Besonnung auf dem Boden" im dichten Kiefern-Forst ist grundverschieden von "niedriger, heller, trockener (Silber)Grasbestand mit großer Sonnenbestrahlung bis zum hellen Sandboden", wie sie für Sandrasen und offene Sandfluren bezeichnend ist. Dichte und weitreichende Kiefernforste können sogar für vagile Tierarten wie gut flugfähige Insekten oder sogar Vögel eine unüberwindbare Barriere darstellen (vgl. HEYDEMANN 1988: 13).
- **Intensiv genutztes Wirtschaftsgrünland:** Hochgras-dominiertes Wirtschaftsgrünland mit sehr hoher Phytomasse-Produktion unterscheidet sich durch seine strukturellen und mikroklimatischen Eigenschaften (z.B. Bodenoberfläche mit einem wesentlich ausgeglicheneren Temperaturverlauf, stärker beschattet und feuchter) grundlegend von Magerrasen aller Art, so daß sich sehr starke Barrierewirkungen für nicht oder schlecht flugfähige Kleintierarten ergeben. Die Barrierewirkung ist naturgemäß während des

Hochstandes des Wirtschaftsgrünlandes besonders groß.

- **Intensiv genutzte Äcker:** Äcker mit dicht stehendem Getreide wirken sich mutmaßlich ähnlich isolierend aus wie hochstehendes Wirtschaftsgrünland.

Befinden sich diese "**Haupt-Typen der Isolation**" (vgl. HEYDEMANN 1988: 15) auf potentiellen Sandrasen-Standorten zwischen vorhandenen Sandrasen-Resten und sandrasen-ähnlichen Biotopen, so stellen sie für den Biotop-Verbund ein Problem dar, dem mitunter nur mit entsprechend geeigneten Renaturierungsmaßnahmen (vgl. Kap. 2.5, S.137) bzw. Verlegung oder Entschärfung (betrifft die Straßen) beizukommen ist.

2.6.3 Die Abhängigkeit des Vernetzungsgrades der Biotope von der Verbund-Struktur

Die Vernetzungswirkung hängt nicht nur von der grundsätzlichen Ähnlichkeit zweier Biotop-Typen ab, sondern auch davon, wie "gut" sie an der "Nahtstelle" zusammenpassen. Je gleichartiger im Nahtstellenbereich die verbundenen Biotope beschaffen sind und je diffuser der Übergang ausfällt, mit um so geringeren Barrierewirkungen für migrierende Organismen ist zu rechnen. Grundsätzlich liefert ein Verbund, der als "**Limes divergens-Struktur**" ausgebildet ist, bessere Vernetzungs-Voraussetzungen als ein Verbund mit "**Limes convergens-Struktur**".

Die Limes divergens-Struktur stellt ein kleinteiliges, grenzlinien-reiches, schon physiognomisch netzartig verwobenes Gefüge dar. Die Limes convergens-Struktur dagegen bietet günstigenfalls einen scharfen Übergang an (man fühlt sich an die Insel/Meer-Grenze erinnert!), ungünstigenfalls verursacht sie sogar bei einem (annähernd) geschlossenen Waldmantel Barriere-Effekte.

Bei einer mosaikartigen Standort- und/oder Nutzungsverteilung kann die Mosaik-Struktur von einem bandartigen zu einem flächendeckenden, landschaftsprägenden Element aufsteigen. Dazu folgendes Beispiel: Als die Allmendeheiden auf den Terrassensanden des Rednitz-Regnitzbeckens noch im vormaligen Zustand existierten, bestand zwischen den Sandrasen, den vegetationsfreien Sandflächen, den durch Streunutzung und Weidedegradation stark aufgelichteten Kiefernwäldern ein ideales Verteilungsmuster. Unterschiedlich große Sandrasen-Partien wechselten mit verschiedenen großen Kiefernwald-Beständen ab. Die großen Sandrasen-Flächen enthielten kleine Kiefernhaie, umgekehrt waren die lichten, ehemals beweideten Kiefernwälder reichlich mit lichtungsartigen Kleinst-Sandrasen durchsetzt. Dasselbe Landschaftsbild zeigten bis in die 30er Jahre die Offenstettener Sande.

Typische Limes divergens-Muster mit diffuser, mosaikartiger Verzahnung entwickeln sich im allgemeinen nur beim räumlichen Zusammenstreuen von Flächenbiotopen. Welche strukturellen Übergänge zwischen Sandrasen und Linear-Biotopen können der Ausbildung von Vernetzungen förderlich sein? Grundsätzlich ist es **günstig, wenn ein Linear-Bio-**

top in die Sandrasen "eintaucht", die es verbindet. Beispiel: Ein unverbaubarer, sandiger Wirtschaftsweg, der zwei Sandrasen miteinander verknüpft, vernetzt die Sandrasen sicher wirkungsvoller, wenn er in beide Rasen hineinragt. Dies gilt vor allem, wenn dieser Weg von schmalen Sandrasenbändern begleitet wird.

Barriere-Wirkungen zwischen Sandrasen und Verbund-Biotopen resultieren häufig aus **verschiedenartigen Pflege- und Brachezuständen**. Zwischen einem stark beweideten Sandrasen und völlig verfilzten Altgrasbeständen auf Terrassenböschungen, die als Verbund-Biotope wirken sollen, bestehen zweifellos Migrationsbarrieren. Durch Mitbeweidung der Böschungen kann die Barrierewirkung beseitigt oder zumindest gemildert werden, die sich aus den verschiedenen Pflegezuständen ergibt.

Triftwege können wesentliche Beiträge zur "Inneren Vernetzung" von Sandrasen liefern, indem sie innerhalb der Sandrasen als die Kontaktachsen der vegetationsarmen und vegetationsfreien Binnenstrukturen wie stark beweidete Stellen, kleine ehemalige Abbaustellen, Dünen- und Böschungsrinne wirken.

Werden brachliegende Ackerflächen und zu extensivierende Grünlandflächen in ein Sandrasen-Verbund-System integriert, so ist die Wahrscheinlichkeit am größten, daß Vernetzungsfunktionen auch über diese Flächen wahrgenommen werden können, wenn für ähnliche (Übergangs-) Strukturen gesorgt wird. Die Mitbeweidung brachliegender Sandäcker durch Schafe beschleunigt die strukturelle Annäherung an beweidete Sandrasen-Flächen. Zu extensivierendes Grünland erhält einen kurzrasigen (und damit magerrasen-ähnlichen) Charakter, bei dem Licht bis zum Boden durchdringt, wenn möglichst häufig gemäht (am besten dreimal im Jahr) oder scharf beweidet wird.

2.6.4 Biotop-Verbundsysteme mit Sandrasen

Nachfolgend wird dargestellt, in welcher Form sich das Grundkonzept des Biotop-Verbundsystems mit seinen vier Bauelementen*

- **"Großflächiger Lebensraum"** (= möglichst als Dauerlebensraum geeignet);
- **"Kleinflächiger Lebensraum"** (= meist nur als Trittstein geeignet);
- **"Korridor-Biotope"** (zur direkten Verknüpfung der Flächenbiotope);
- **"Arrondierende Extensivierungsflächen"** (= zur Wahrnehmung von Abpufferungsfunktionen, durch Renaturierung allmähliche Integration in die Vernetzungen des Biotopverbundes)

auf Landschaftsräume übertragen läßt, in denen Sandrasen vorkommen und die Förderung der Sand-

rasen-Lebensgemeinschaft zugleich ein Hauptanliegen des Verbundsystems darstellt.

Als "aktive" Bestandteile eines Sandrasen-Biotopverbundsystems kommen alle diejenigen flächigen Lebensräume in Frage, die sich als Dauerlebensraum, Teillebensraum oder als Trittstein-Biotop von Sandrasen-Organismen eignen. Dazu gehören zunächst einmal die Sandrasen und Sandrasen-Fragmente selbst, die in einem Biotopverbundsystem mit der Zielrichtung, die Sandrasen-Lebensgemeinschaft zu erhalten, gewissermaßen den Grundstock bilden (Kap. 2.6.4.1, S.160).

Diese Sandrasen werden durch andersartige Biotoptypen ergänzt, die sich zumindest für einige Sandrasen-Organismen als Lebensraum eignen (Kap. 2.6.4.2, S.161). Bei einem Verbund mit Sandrasen vergrößern sie das Areal der Populationen dieser Organismen.

Die Korridor-Biotope verbessern den indirekten Verbund der räumlich voneinander getrennten Flächen-Biotope. Sie müssen sich als Lebensraum oder Teillebensraum von Sandrasen-Organismen eignen oder wenigstens die Migration dieser Organismen erleichtern, wenn sie in einem Sandrasen-Verbund-System eine sinnvolle Rolle wahrnehmen sollen (Kap. 2.6.4.3, S.161).

Die arrondierenden Extensivierungsflächen (Kap. 2.6.4.4, S.161) erfüllen zunächst schon ihre Aufgabe, wenn sie die Pufferfunktion sowohl der Flächen- wie der Korridor-Biotope wirksam wahrnehmen. Eine nennenswerte Miteinbeziehung in das eigentliche Vernetzungssystem ist vielfach nur nach langwierigen Renaturierungen möglich. Kapitel 2.6.4.5, S.162, gibt eine Empfehlung zur Raumorientierung von Sandrasen-Verbundsystemen.

2.6.4.1 Sandrasen und Sandrasen-Fragmente

Lassen sich Sandrasen in "großflächige Lebensräume", welche die Funktion des Dauerlebensraumes noch wahrnehmen können, und in "kleinflächige Lebensräume" unterteilen, die nur noch als "Trittsteine" anzusprechen sind ?

Nach dem radikalen Schrumpfungs- und Zersplitterungsprozeß der letzten Jahrzehnte (vgl. Kap. 2.6.1.1, S.151) ist heute bei nahezu allen Sandrasen-Lebensräumen in Bayern von der begründeten Annahme auszugehen, daß sie die Minimumareal-Ansprüche der Sandrasen-Lebensgemeinschaft nicht mehr erfüllen. Eine Klassifizierung dieser Sandrasen-Reste in Flächen, die sich noch als "Dauerlebensräume" eignen und solchen, denen man nur noch "Trittstein-Funktionen" zusprechen kann, ist beim Aufbau eines Sandrasen-Biotopverbundsystems wenig sinnvoll.

Es ist müßig, sämtliche Sandrasenreste Bayerns zu "Trittsteinen" zu erklären, mit Ausnahme der buchstäblich Handvoll "Großflächen-Relikte", wie den

* Eine ausführliche Beschreibung der Konzeption des "Biotop-Verbundsystems" befindet sich im Kap. 2.6.4.1 des LPK-Bandes II.1 "Lebensraumtyp Kalkmagerrasen".

Truppenübungsplätzen Hainberg bei Fürth und Tenenlohe, Dünen bei Siegenburg und Offenstetten sowie Altdorf östlich von Nürnberg. Eine Unterteilung in eine höherwertige Kategorie A und eine nachrangige Kategorie B scheint sinnvoller anhand des feststellbaren Störungsgrades der Sandrasen vornehmbar zu sein:

- Der Kategorie A können in einem Biotop-Verbund-System die Sandrasenflächen zugeordnet werden, die im Zentrumsbereich nur geringe Störungen aufweisen.
- Der Kategorie B können in einem Verbundsystem die Sandrasenflächen zugeteilt werden, die bereits durchgängig erheblich gestört sind.

2.6.4.2 Flächenbiotop mit Eignung als Dauerlebensraum, als Teillebensraum oder als Trittstein von Sandrasen-Organismen

Nachfolgend werden die Flächen-Biotop zusammengestellt, die sich als Dauerlebensraum, Teillebensraum, Trittstein oder ganz allgemein als Aufenthaltsort für Sandrasen-Organismen eignen. In dieser Zusammenstellung sind auch einige Flächenbiotop-Typen aufgeführt, die zwar mit Sandrasen wenig Gemeinsamkeiten aufweisen, jedoch von "Doppel-Biotop-Bewohnern" (vgl. Kap. 2.6.1.2, S.153) mitgenutzt werden. Eine Einteilung dieser Flächenbiotop in eine höherwertige Kategorie A und in eine nachrangige Kategorie B kann zumeist analog wie bei den Sandrasen durchgeführt werden.

1) Für Sandrasen-Verbundsysteme aufgrund der "Ähnlichkeit" mit Sandrasen besonders geeignete Flächenbiotop

- lichte Flechten-Kiefernwälder, Gabelzahnmoos-Kiefernwälder, Geißklee-Kiefernwälder (im Großraum Regensburg) und Wintergrün-Kiefernwälder auf Sand;
- lichte, trockensaumreiche Eichen-Trockenwälder auf Sandstandorten;
- lichte, halboffene bis offene Streuobstwiesen auf Sandböden mit artenreicher Grünland- oder Sandackerbrachen-Vegetation;
- Zwergstrauchheiden. Insbesondere zwischen Sandrasen und Zwergstrauchheiden auf Sandböden bestehen enge floristische und faunistische Vernetzungen;
- nicht rekultivierte Sandgruben;
- brachliegende Sandäcker;
- Auenwiesen und Auenwälder mit +/- offenen, sandigen Aufschüttungen.

2) Sandrasen-unähnliche Biotoptypen, die jedoch für einige Doppel-Biotop-Bewohner das "zweite Standbein" darstellen

- Feuchtwiesen, nasse Hochstaudenfluren;
- Weiden-Auwälder und Eichen-Hartholz-Auen aller Art;
- Übergangs- und Schwingdeckenmoor-Komplexe (Oberpfalz!) aller Art.

2.6.4.3 Linear-Biotop mit Eignung zur Wahrung der Korridor-Funktion für Sandrasen-Organismen

Als Korridor-Biotop, welche die Vernetzung indirekt verbundener Flächenbiotop wesentlich verstärken oder sogar erst herstellen, eignen sich:

- **Waldränder von Kiefernforsten:** Vor allem bei Südexposition (Beschattung fällt weniger ins Gewicht!), diffuser Strukturierung und vorgelagerten, magerrasen-artigen Streifen als Korridor-Biotop wirksam;
- **Schneisen:** Als Transportbänder für Offenland-Arten eignen sich Schneisen in geschlossenen Kiefernforsten, die als Barrieren zwischen Sandrasen und sandrasen-ähnlichen Biotopen wirken, erst ab Mindestbereiten von 20-50 Meter (abhängig von der Himmelsrichtung, vgl. Kap. 2.6.2.2, S.156)
- **Stromleitungstrassen durch Sand-Kiefernwälder:** Stromleitungstrassen können bereits als lineare Flächenbiotop angesprochen werden. Je stärker die Leitungstrassen sandrasen-artig entwickelt werden, desto größer sind die Chancen, Vernetzungsfunktionen für Sandrasen-Organismen wahrnehmen zu können.
- **Raine und Terrassenböschungen:** Die Wirksamkeit der Verbundwirkung hängt stark vom Eutrophierungsgrad dieser Linear-Biotop ab. Je sandrasenähnlicher, desto bessere Migrationsvoraussetzungen sind für die Sandrasenorganismen gegeben.
- **Unverbaute Wirtschaftswege:** Wichtiger Korridor-Biotop, wenn entlang des Weges trittstrassen-artige Sandrasenböschungen oder Sandrasenreste vorkommen.
- **Fernstraßen, Eisenbahntrassen:** Fernstraßen oder Eisenbahnstrecken, die in Sandlagerstätten eingeschnitten sind, können an flankierenden Böschungen Standorte für Sandrasenorganismen parat halten.
- **Triftwege:** die Bedeutung besteht u.a. in der Diasporen-Übertragung zwischen benachbarten Weide-Sandrasen durch Schafe.

2.6.4.4 Umgebende Extensivierungs-Biotop

In einem Verbund-System, das oligotrophe Lebensgemeinschaften erhalten soll, müssen sämtliche Elemente, die Vernetzungsfunktionen wahrnehmen, vor Eutrophierung abgeschirmt sein.

Als arrondierende Extensivierungs-Biotop kommen Äcker, Wirtschaftsgrünland und Forsten in Frage. Befindet sich das Acker- und Wirtschaftsgrünland-Gelände, das zur Abpufferung herangezogen wird, auf potentiellen Sandrasen-Standorten (vgl. Kap. 2.5.1.1, S.138), so bietet sich die Möglichkeit der Renaturierung dieses Geländes auf einen sandrasenähnlicheren Zustand hin und somit die Chance, diese Flächen langfristig in das Vernetzungsgefüge der Sandrasenorganismen miteinzubeziehen. Puffergelände auf potentiellen Sandrasen-Standorten

kann auf lange Sicht selbst "aktiver" Bestandteil des Verbundsystems werden.

Umrahmen Forsten die "aktiven" Verbundflächen, so nehmen sie zwar von vornherein eine sehr gute Pufferfunktion (gegen Eutrophierung) wahr, wirken jedoch auch als massive Barrieren.

Befindet sich ein Forst zwischen zwei Flächen-Biotopen, die sich gut miteinander vernetzen würden, so kann durch Zurücksetzen des Forstrand (= Entstehung einer breiten Waldrandzone) und/oder durch Anlegen von Schneisen der indirekte Verbund hergestellt werden. Das "Durchlöchern" von Barrieren bietet sich vor allem in solchen Fällen an, wo diese potentielle Sandrasen-Verbundsysteme durch-

schneiden, die entlang der Sandlagerstätten räumlich gerichtet sind.

2.6.4.5 Raumorientierung von Biotopverbundsystemen mit Sandrasen

Biotopverbünde, deren Hauptfunktion die Stützung von Sandrasen-Populationen sein soll, erzielen ihre beste Wirkung, wenn sie sich an den Vorkommen der potentiellen Sandrasen-Standorte (vgl. [Kap. 2.5.1.1](#), S.138) und somit an den Sandlagerstätten im Gelände orientieren. So kann zum Beispiel eine flußbegleitende Flugsand-Ablagerung die räumliche Basis eines Sandrasen-Biotopverbundsystems bilden.

Titelbild: NSG "Astheimer Dürringswasen" am Main südwestlich von Volkach, Lkr. Kitzingen, Reg. Bez. Unterfranken.
Der kleine Sandmagerrasen besteht aus fluviatilen und äolischen, sauren Quarzsanden. Die starke Erhitzung der offenen Flächen in Verbindung mit dem kontinental getönten Klima schafft einen äußerst trockenen Lebensraum, der von einer an einjährigen Pionierpflanzen reichen Sandsteppengesellschaft mit zahlreichen kontinentalen Arten besiedelt wird, der Gmelins Steinkraut - Silberscharten - Gesellschaft (*Alyssum gmelinii*-*Jurinea cyanoides* - Gesellschaft).
Für die Erhaltung der bayerischen Sandrasen ist diese Fläche von herausragender Bedeutung

(Foto: Dr. Herbert Preiß, ANL)

Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.4 Lebensraumtyp Sandrasen

ISBN 3-931175-04-9

Zitiervorschlag: Quinger, B. und Meyer, N. (1995):
Lebensraumtyp Sandrasen.- Landschaftspflegekonzept Bayern,
Band II.4 (Alpeninstitut GmbH, Bremen; Projektleiter A. Ringler);
Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
(ANL), 253 Seiten; München

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Auftraggeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
Rosenkavalierplatz 2, 81925 München, Tel. 089/9214-0

Auftragnehmer: Alpeninstitut GmbH
Friedrich-Mißler-Straße 42, 28211 Bremen, Tel. 0421/20326

Projektleitung: Alfred Ringler

Bearbeitung: Burkhard Quinger
Norbert Meyer (Kap. 1.4.3.6, 1.6, 1.8.1, 1.9, 1.11, 2.1.1.1, 2.2.1.3.3, 2.2.1.3.6, 2.2.1.3.8, 3.0, 4.3, 5.1)

Mitarbeit: Markus Bräu (Überarbeitung Kap. 1.5.2.3, 2.2.2)
Monika Kornprobst (Kap. 5.2.3)
Christian Niederbichler (Kap. 1.5.2.1, 1.5.2.2)
Alfred Ringler (Kap. 4.3.2)

Redaktion: Susanne Arnold, Detlef Roßmann, Christine Schmidt

Schriftleitung und Redaktion bei der Herausgabe: Michael Grauvogl (StMLU)
Dr. Notker Mallach (ANL)
Marianne Zimmermann (ANL)

Hinweis: Die im Landschaftspflegekonzept Bayern (LPK) vertretenen Anschauungen und Bewertungen sind Meinungen des oder der Verfasser(s) und werden nicht notwendigerweise aufgrund ihrer Darstellung im Rahmen des LPK vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geteilt.

Die Herstellung von Vervielfältigungen - auch auszugsweise - aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz: ANL

Druck und Bindung: Fa. Grauer, Laufen

Druck auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)