

2 Möglichkeiten für Pflege und Entwicklung

Kapitel 2 umfaßt eine Beschreibung und Wirkungsanalyse der verschiedenen Entwicklungsvarianten, die in Steinbrüchen durchgeführt bzw. erwartet werden können. Die Analyse beschreibt Auswirkungen von Pflegeeingriffen (Kap.2.1) sowie die Mechanismen, die beim Ausbleiben von Pflegemaßnahmen zum Tragen kommen (Kap. 2.2, S.103). Eine detaillierte Beschreibung der Sukzessionsvorgänge findet sich - bezogen auf die einzelnen Gesteinsarten - bereits in Kap.1.4. Betrachtungsgegenstand sind weiterhin die Auswirkungen von Nutzungsumwendungen und Störeinflüssen (Kap.2.3, S.105) sowie flankierender Maßnahmen (Kap.2.4, S.108) und die Bedeutung und Stellung von Steinbrüchen innerhalb eines Verbundsystems (Kap.2.5, S.110).

2.1 Pflege

Kapitel 2.1 stellt Maßnahmen vor, deren Anwendung auf Steinbruchstandorten grundsätzlich in Erwägung gezogen werden können. Da nur wenige Maßnahmen tatsächlich in Steinbrüchen durchgeführt wurden, stützt sich die Analyse vor allem auf Untersuchungen auf verwandten bzw. ähnlichen Standorten (Kiesgruben, Halden des Tagebaus, Maggerstandorte), soweit sie im Rahmen einer Renaturierung oder anderer, auf die Verhältnisse des Steinbruchs übertragbarer Bemühungen durchgeführt wurden. Auch noch nicht praktizierte, jedoch in mehreren Arbeiten vorgeschlagene Pflegemaßnahmen wurden in den Katalog aufgenommen. Die Gliederung unterscheidet Maßnahmen, die vorwiegend dem Standortmanagement (Kap.2.1.1, S.95) oder dem Vegetationsmanagement (Kap.2.1.2, S.96) zuzuordnen bzw. als spezielle Maßnahmen des Artenschutzes anzusprechen sind (Kap.2.1.3, S.103). Die angeführten und beschriebenen Maßnahmen stellen a priori keine Empfehlungen dar.

2.1.1 Standortmanagement

2.1.1.1 Transplantation von Soden

In England wurden Versuche unternommen, möglichst rasch reife Ökosysteme in Steinbrüchen zu installieren. Ziel war es laut DOWN (1982), durch geeignete Techniken frühe Sukzessionsstadien zu "überspringen". Der Autor beschreibt die Transplantation von Soden als eine Möglichkeit der Etablierung reifer Ökosysteme. Mit einem Radlader wurden vorgestochene Soden - inklusive Bewuchs - aufgenommen und an Ort und Stelle, d.h. im Steinbruch, wieder aneinandergefügt. In diesem Fall handelte es sich um Soden mit den ungefähren Maßen 3 x 1,5 x 0,5m. Die Vegetation der umgesetzten Schollen bestand aus einer *Calluna*-Heide auf organischem Boden. Nach Angaben des Autors bestanden nach einer Beobachtungszeit von vier Jahren begründete Hoffnungen, daß die Vegetation den

Umsetzungsprozeß weitgehend unbeschadet überstanden hat (DOWN 1982).

Transplantationen verfolgen hierzulande - soweit sich dies verallgemeinernd sagen läßt - eher den Zweck, wertvolle Bestände vor einer unmittelbaren, physischen Zerstörung (Straßenbau etc.) zu retten. N. MÜLLER (1990) beschreibt entsprechende Umpflanzversuche und deren Ergebnisse. Die Umpflanzung wurde in zwei Varianten durchgeführt: zum einen der Sodenverpflanzung (Soden wurden mit dem Spaten abgegraben und einschließlich des durchwurzelten Horizonts auf Paletten zwischengelagert, zum Ausbringungsort transportiert und möglichst fugenfrei auf Kies ausgelegt), zum anderen der Sodenschüttung (der Oberboden wurde abgeschoben und mit einem LKW zum Ausbringungsort transportiert; dort wurde er auf Kies abgekippt und gleichmäßig verteilt). Bei der Sodenverpflanzung bestimmten die Arten der Fettwiesen binnen kurzem den Sukzessionsverlauf und verdrängten Arten der Magerrasen. Charakteristische Arten der Lechhaiden waren bereits nach zwei Versuchsjahren verschwunden. Bei der Sodenschüttung bestimmten in den ersten Versuchsjahren - bedingt durch den offenen Boden - vor allem Arten der Geröllfluren den Aspekt. Jedoch auch hier konnten Arten der Fettwiesen ihren Deckungsgrad wesentlich erhöhen, der Deckungsgrad der Magerrasen-Arten fluktuierte stark. "Allerdings muß man berücksichtigen, daß diese Gruppe bereits im ersten Jahr einen wesentlich geringeren Deckungsgrad wie [sic!] im Ausgangsbestand aufwies und daß vor allem bei dieser Versuchsvariante eine Vielzahl charakteristischer Arten der Kalkmagerrasen wie Enzian- oder Orchideenarten überhaupt nicht zur Entwicklung kam" (N. MÜLLER 1990). In beiden Versuchsvarianten nahm außerdem durch die bessere Belüftung des Bodens und die dadurch induzierte bessere Nährstoffversorgung die Biomasseentwicklung zu, die auch durch zweimalige Mahd nicht reduziert werden konnte. In der Folge spricht der Autor daher von **unbefriedigenden Ergebnissen und deutlichen qualitativen Einbußen** und verweist ausdrücklich darauf, daß die natürliche Besiedlung von Rohböden durch benachbarte intakte Kalkmagerrasen bessere Resultate zeitigt (vgl. auch HIEMEYER 1970).

Die aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes unbefriedigenden Ergebnisse verbieten den Einsatz dieser Methode, vor allem als Mittel des adäquaten Ausgleichs für vorzunehmende Eingriffe. Nur unter besonderen Umständen - wenn beispielsweise letzte Reste eines Halbtrockenrasens durch einen Steinbruch zerstört werden und somit auch das Besiedlungspotential vernichtet wird - ist über deren Einsatz nachzudenken.

2.1.1.2 Verpflanzung von Großbäumen

Ein Versuch mit der Zielsetzung, möglichst rasch annähernd natürliche Waldökosysteme in Steinbrüchen zu etablieren, wurde in England durchgeführt.

Zu diesem Zweck wurden bis zu 15m hohe Bäume mittels Tieflader zum neuen Standort transportiert und in den dort aufwendig präparierten Untergrund gepflanzt. Ziel war es, durch eine möglichst vollkommene Beschattung der Bodenoberfläche von vornherein waldähnliche Bedingungen zu schaffen. In einem zweiten Arbeitsgang wurden Samen typischer Waldpflanzen am natürlichen Standort gesammelt und im Schatten der gepflanzten Bäume ausgebracht. Laut DOWN (1982) lassen sich noch keine Aussagen über den Erfolg dieser aufwendigen Methode machen.

2.1.1.3 Allgemeine Förderung der Strukturvielfalt

Der (künstlichen) Erhöhung der Strukturvielfalt liegt der Gedanke zugrunde, möglichst verschiedenartige Lebensräume zur Verfügung zu stellen bzw. die vorhandenen Lebensräume zu ergänzen. Dies erfolgt allerdings nicht in bezug auf eine bestimmte Zielart, sondern unspezifisch oder allenfalls mit Blickrichtung auf eine Artengruppe mit bekannten Ansprüchen.

Eine Variante ist die Schaffung und Gestaltung von Tümpeln und flachen Feuchtzonen, wobei als Hauptnutznieser Amphibien, auch Libellen und andere an das Wasser gebundene Insekten fungieren. Diese Maßnahme wurde vor allem in ton- bzw. lehmreichen Abbaustellen durchgeführt, soweit sich nicht bereits selbst perennierende oder periodisch wasserführende Tümpel gebildet hatten. In anderen Fällen wurden Reisighaufen, Totholz, Baumstubben und Baumstämme in Steinbrüchen abgelagert. Sie bieten Winterquartiere für Kleinsäuger, Nistplätze für Vögel, Solitärbiene und Faltenwespen sowie Nistmaterial für zahlreiche Arten der Hautflügler (HÖLZINGER 1987).

2.1.1.4 Abdecken unerwünschter Ablagerungen

Nicht selten waren und sind Steinbrüche Ziel von offiziellen oder inoffiziellen Müllablagerungsaktionen. Deren Beseitigung hat - soll der Steinbruch Funktionen des Natur- und Artenschutzes übernehmen - oberste Priorität. Doch sind Fälle denkbar, in denen eine Beseitigung nicht durchgeführt werden kann oder Reste des Mülls im Steinbruch verbleiben. Dies hat i.d.R. die Ansiedlung nitrophiler, allgemein verbreiteter Pflanzengesellschaften zur Folge. Eine Möglichkeit, dies zu verhindern bzw. nährstoffärmere Verhältnisse wieder herzustellen, besteht darin, die in Frage kommenden Bereiche mit inertem Material abzudecken.

Bei Versuchen in England (BRADSHAW 1989) kam dabei autochthones Material, d.h. Gesteinsabfälle aus demselben Steinbruch, zum Einsatz. Es wurde streng darauf geachtet, kein humoses Material zu verwenden sowie den Feinkornanteil möglichst gering zu halten. Die Dicke der aufgetragenen Schicht sollte, den Empfehlungen des Autors zufolge, dabei wenigstens 1,5m betragen, um eine Er-

schließung des Nährstoffhorizonts durch die Pflanzen so weit wie möglich zu verhindern.

2.1.2 Vegetationsmanagement

Aufgrund nur geringer Erfahrungen mit Vegetationsmanagement in Steinbrüchen selbst wurden Erfahrungen von vergleichbaren Standorten (Abraumhalden des Bergbaus, Standorte des Sand- und Kiesabbaus, Magerrasen) herangezogen. Wo dies geschieht, wird im Text darauf verwiesen. Soweit bei den besprochenen Varianten die Düngung eine Rolle spielt, wird sie im Zusammenhang mit dem entsprechenden Punkt behandelt; sie ist nicht in einem eigenen Kapitel aufgeführt, da sich sonst Überschneidungen und Wiederholungen häufen würden. Da in älteren Steinbrüchen, v.a. in Kalkbrüchen, häufig Magerrasen anzutreffen sind, werden in den Kapiteln 2.1.2.5 (Bewirtschaftungsvarianten, S.98) und 2.1.2.7 (Mechanische Gehölzentfernung, S.101) und auch 2.1.2.6 (Kontrolliertes Brennen, S.101) Pflegemaßnahmen analysiert, die traditionell bzw. überwiegend auf Magerrasen Anwendung finden. Die betreffenden Kapitel geben jedoch nur eine kurze Übersicht; eine ausführliche Darstellung findet sich in den jeweiligen Lebensraumtypenbänden, v.a. im LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen".

2.1.2.1 Förderung der Vegetationsansiedlung durch gezielten Bodenauftrag

Unter diesem Punkt lassen sich zwei verschiedene Vorgehensweisen fassen. Eine Methode setzt dabei auf die Einbringung von Bodenmaterial, das leichter als die Extremstandorte des Steinbruchs besiedelt werden kann, ohne spezifische Pflanzengemeinschaften zu fördern. Eine zweite Methode versteht sich dagegen als "Impfung", die die Etablierung bestimmter Pflanzengemeinschaften zum Ziel hat.

- Um die Besiedelungsgeschwindigkeit zu beschleunigen, werden entweder punktuell oder linien- und netzartig angeordnete Bodenaufträge aus feinkornreichen Materialien ausgebracht. Dabei wird vor allem sandiges Material mit nur geringen Humusanteilen verwendet. Ziel ist es, primär für die Pionierarten, die sich - wenn auch über einen längeren Zeitraum - sowieso einfänden würden, eine Starthilfe zu leisten.
- Ebenso um die Beschleunigung der Besiedelung wie um die Etablierung gewünschter Pflanzengemeinschaften geht es bei der "Impfung". Dabei wird Oberboden von demjenigen Biotoptyp aufgetragen, der im Steinbruch hergestellt werden soll (in Kalkbrüchen beispielsweise Boden aus Kalkmagerrasen). Sinn und Zweck ist nicht nur eine Besiedelungserleichterung, sondern gleichzeitig der Sameneintrag aus dem Bodenmaterial (BRADSHAW 1989). Angesichts der Ergebnisse von N. MÜLLER (1990, siehe [Kap.2.1.1.1](#), S.95) scheinen allerdings nicht beabsichtigte Effekte zu überwiegen, **so daß ein Einsatz dieser Methode zunächst nicht ratsam erscheint.**

2.1.2.2 Ansaat

Für ebene oder nur schwach geneigte Steinbruchbereiche wurden und werden Ansaatmischungen zur Begrünung verwendet, die sich einerseits durch Anspruchslosigkeit, andererseits durch ihre Konkurrenzstärke und die starke Durchwurzelung des Bodens auszeichnen (WAGNER 1989). In Bereichen mit hoher Neigung jedoch haben herkömmliche Saatmethoden in Steinbrüchen, außer nach umfangreichen Vorarbeiten und kontinuierlichen Düngergaben, kaum Aussicht auf Erfolg. Daher wurde (z.B. in England - BRADSHAW 1973) als Alternative das Anspritzverfahren gewählt. "Bei der Anspritzbegrünung werden die erforderlichen Materialien wie Saatgut, Startdünger, Mulchstoffe und Kleber [...] auf die zu rekultivierenden Flächen aufgespritzt [...]. Es ist nicht nötig, die Flächen zuvor mit Mutterboden abzudecken" (STEIN 1985). Nach Ansicht des selben Autors können auch Pionierpflanzen auf diese Weise problemlos ausgebracht werden.

Nicht selten ist auch die Ansaat von Lupinen (*Lupinus polyphyllus*) sowohl als Bienenpflanze als auch als Stickstofffixierer zur Bodenverbesserung. Die Lupine besitzt auch auf verhältnismäßig ungünstigen Standorten eine große Konkurrenzkraft und unterdrückt andere Arten fast vollständig. Ihre Ausbreitungsfähigkeit ermöglicht es ihr, auch in kurzer Zeit größere Areale flächendeckend zu erobern (vgl. MEDERAKE 1984). Durch ihre stickstofffixierenden Knöllchenbakterien können sie entscheidend zur Anreicherung von Stickstoff im Boden beitragen. **In Steinbrüchen ist dies i.d.R. als unerwünschter Effekt anzusehen.**

In England fanden Ansaatversuche mit aus der Umgebung von Steinbrüchen gesammelten Samen statt. Diese wurden auf eine Bodenmischung ausgebracht und mit unterschiedlichen Düngergaben versehen. Von dieser Vorgehensweise konnten nur Gräser profitieren; nur 17 von 30 Krautarten keimten, und nur insgesamt 15% der Individuen, die aufgrund der Menge an Samen zu erwarten gewesen waren, liefen auf (HUMPHRIES 1977). Der Autor führt dies zum einen auf die Konkurrenzkraft der Gräser zurück, zum anderen auf inner-spezifische Ausdünnungsvorgänge, ohne diese genauer zu beschreiben. **Wesentlich bessere Ergebnisse bezüglich Keimung und Etablierung lassen sich nach HUMPHRIES (1982) durch Bemulchung und Mulchsaat erreichen (Kap.2.1.2.4, S.98).**

2.1.2.3 Management bestehender Ansaaten/ Düngung

Um instabile Böden zu sichern, war und ist es üblich, Ansaaten durchzuführen. Ein Kriterium der angesäten Arten ist ihre Aggressivität (z.B. *Lolium perenne*) sowie ihre bodenverbessernden Eigenschaften (z.B. *Trifolium repens*, *Lupinus spec.*) - beides Aspekte, die aus der Sicht des Natur- und Artenschutzes nicht erwünscht sind.

Die Untersuchungen von WAGNER (1989) können über eine Behandlung bzw. Umwandlung dieser Ansaaten Aufschluß geben, auch wenn sie nicht auf

Steinbruchgelände, sondern auf Rohböden der Halde durchgeführt wurden. WAGNER (1989) verglich die Entwicklung von verschiedenen Ansaaten unter unterschiedlichen Nutzungsregimen auf silikatreichen, sandigen Rohböden von Abraumhalden des Braunkohletagebaus. Die verwendeten Ansaatmischungen ("Böschungssaat": 10% *Agrostis tenuis*, 25% *Festuca ovina*, 15% *Festuca rubra com.*, 35% *Festuca rubra r.*, 15% *Poa pratensis*; "Dauerweidesaat": 10% *Lolium perenne*, 47% *Festuca pratensis*, 17% *Phleum pratense*, 10% *Poa pratensis*, 10% *Festuca rubra*, 6% *Trifolium repens*) wurden jeweils entweder gemäht oder gemulcht. Die Durchsetzung der angesäten Arten war dabei deutlich von der Düngung abhängig. Der Deckungsgrad der Ansaatmischungen betrug im Ausgangsjahr bei der Böschungssaat 70%, bei der Dauerweide-Mischung 50%. Bei der Böschungssaat nahm der Deckungsgrad bei der Düngung mit Stickstoff und Phosphat sowie bei der Düngung mit Kompost zu; in der 0-Variante (keine Düngung) erhöhte sich der Deckungsgrad nur unwesentlich. Bei der Düngung ausschließlich mit Phosphat stieg der Deckungsgrad bei Mahd leicht an, auf den gemulchten Flächen nahm er ab. Bei den Flächen, die mit der Dauerweide-Mischung angesät waren, stieg der Deckungsgrad bei allen Varianten an. In der 0-Parzelle wurden die angesäten Hemikryptophyten der Dauerweidemischung am stärksten von eingewanderten Therophyten zurückgedrängt; dies war bereits nach drei Jahren deutlich ablesbar und verstärkte sich im vierten Jahr. Beim Nutzungsregime "Mahd" ist dies stärker ausgeprägt als beim Mulchen. Die Durchsetzung und Etablierung der angesäten Pflanzen war bei der NP-Düngung (N= 135kg pro ha und Jahr; P₂O₅ = 110kg pro ha und Jahr) am höchsten. Die Dauerweidemischung zeigt i.d.R. unter jedem Düngungsregime im Vergleich zur Böschungssaat eine höhere Rate von eingewanderten Arten. Besonders ausgeprägt sind hohe Einwanderungsraten bei der Düngung mit Phosphat und mit Kompost, wobei bei letzterem möglicherweise der Eintrag von Samen durch den Kompost selbst eine Rolle spielt. Nur in der 0-Variante ist die Anzahl der eingewanderten Arten in der Böschungssaat höher als in der Dauerweide-Mischung.

Bereits nach vier Jahren war auf der 0-Parzelle, d.h. ohne Düngung, der Deckungsgrad der Ansaatmischung zurückgegangen. Der Effekt ist bei Mahd stärker als bei Mulchung. Die Rate der eingewanderten Arten ist nur in der mit Phosphat gedüngten Parzelle höher als in den 0-Parzellen.

Während WAGNER (1989) keine Angaben zur Auswaschung von Dünger macht, liegen Untersuchungen zu Düngung und Düngerauswaschung aus englischen Steinbrüchen vor. Demnach konnte von einer Ansaatmischung aus *Festuca rubra* nur etwa 7% der aufgebrachten Düngermenge NO₃-N bzw. 2 - 4% des Phosphatdüngers verwertet werden. Während ein Großteil des Stickstoffdüngers durch Auswaschung verloren ging, wurde der Phosphatdünger durch rasche Fixierung an lösliches Kalzium gebunden und war damit nicht mehr für die Pflanzen verfügbar (HUMPHRIES 1977). **Düngung steht**

also der Umwandlung von artenarmen Aussaatmischungen in artenreichere Gemeinschaften entgegen; sie gefährdet u.U. durch hohe Auswaschungsraten die Qualität des Grundwassers.

2.1.2.4 Bemulchung und Mulchsaat

Wie schon in Kapitel 1.4.1 (Besiedelungsmechanismen) ausführlich besprochen, stellt die verfügbare Feuchtigkeit einen wesentlichen Faktor für den Erfolg der Keimung und für die Überlebensrate der Keimlinge dar. Laut HUMPHRIES (1982) lassen sich durch Bemulchen - d.h. durch das Einbringen von Mulchmaterial von außerhalb der Fläche - sowohl die Keimungsraten als auch das Überleben der Keimlinge positiv beeinflussen. Dies ist vor allem auf denjenigen Böden besonders effektiv, die nur eine geringe Speicherkapazität besitzen und auf denen Saatgut und Keimling den Fährnissen des aktuellen Wettergeschehens besonders stark ausgesetzt sind. Je nach Ausbringungszeit und Ausbringungsdicke des Mulchmaterials können bestimmte Arten gefördert und die Besiedelungsgeschwindigkeit erhöht werden. Da nicht genügend Mulchmaterial von vergleichbaren Standorten (z.B. Magerrasen) zur Verfügung stand, um die gesamte Sohle zu behandeln, wurden in England nur kleine Flächen bemulcht, von wo aus die Arten den Rest des Geländes erobern konnten (HUMPHRIES 1980).

Bei der Bemulchung ist kritisch zu prüfen, ob durch Mulchmaterial, das von anderen Standorten in den Steinbruch eingebracht wird (außer, es handelt sich dabei um Stroh oder vergleichbares Material), ein Sameneintrag erfolgt. **Dies kann zum einen durchaus erwünscht sein, z.B. wenn das Mulchmaterial von Vegetationstypen stammt, deren Etablierung im Steinbruch erzielt werden soll (Mulchsaat).** Jedoch besteht damit auch die Möglichkeit, daß unerwünschte Arten Fuß fassen können (BRADSHAW 1989). Sowohl bei der Bemulchung als auch bei der Mulchsaat ist die Verwendung von gehäckseltem Material zu empfehlen.

2.1.2.5 Bewirtschaftungsvarianten

2.1.2.5.1 Mahd

Unbedingt zu beachten ist, daß sich die im folgenden genannten Bewirtschaftungs- bzw. Pflegetermine auf das langjährige Mittel der Vegetationsentwicklung beziehen. Da die reale Entwicklung der Vegetation je nach den tatsächlichen Witterungsbedingungen während der Vegetationsperiode erheblich von diesen Mittelwerten abweichen kann, sind diese Termine nur als annähernde Richtwerte zu verstehen.

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

(nach QUINGER, LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen")

Ein früher Mahdtermin (vor dem 15.7.) schont spätblühende Arten und ist im Verein mit einer zweiten Mahd im Herbst dazu geeignet, Nährstoffe aus der Fläche zu entfernen. Auch hochwüchsige Ruderal-

arten (z.B. *Solidago spec.*) können dadurch stark geschädigt und ihre Vitalität eingeschränkt werden. Die Mahd im Späthochsommer (bis 15.8.) trifft viele polykormonbildende Gräser (Fiederzwenke, Reitgräser) zum ungünstigsten Zeitpunkt. Die Fiederzwenke gilt als ausgesprochen schnittempfindlich (ZIMMERMANN 1979): Eine Mahd im Spätsommer unterbricht die bis dahin noch nicht abgeschlossene vegetative Entwicklung und führt zu einem Neuaustrieb, der auf Kosten der Reservestoffe geht. Konkurrenten, deren Entwicklung bereits vor Beginn des Schnittes vollendet ist (Aufrechte Trespe), können auf diese Weise einen Konkurrenzvorteil erlangen. Die herbstliche Mahd (bis Ende Oktober) eignet sich für Flächen mit ausgesprochen vielen spätblühenden Arten. Als Mittel zur Bekämpfung von brachetoleranten Arten und polykormonbildenden Gräsern ist sie nicht effektiv.

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Mahd stellt für die Fauna, zuvorderst die Insekten, durch Entzug von Nahrung und Raumstrukturen einen schwerwiegenden Eingriff dar. Vagilere Arten können sich durch Flucht entziehen, andere Arten haben längerfristige Überlebensstrategien entwickelt, die sich in einer Anpassung des Entwicklungszyklus an das Mahdregime äußern.

Englische Untersuchungen (SOUTHWOOD & VANEMDEN 1967, zit. in MORRIS 1971) belegen, daß in gemähten Wiesen die Arten- und Individuenzahlen höher sind als in nicht gemähten Bereichen. Dies trifft für die TAXA ARANAE (Spinnen), ACARINA (Milben), COLLEMBOLA (Springschwänze), HOMOPTERA und COLEOPTERA (Käfer) zu.

Ein früher Mahdtermin (vor dem 15.7.) trifft die Gefäßpflanzen auf dem Höhepunkt ihrer Entwicklung (Blütezeit, Fruktifikation) und entzieht damit der darauf angewiesenen Tierwelt die Nahrungsgrundlage. Auch eine Mahd im späten Hochsommer kommt für die Mehrzahl der Insekten zu früh. Die herbstliche Mahd kommt dem Entwicklungszyklus der Insekten am meisten entgegen. **Die Wahl des Mahdtermins richtet sich nach der zu fördernden Artengruppe.**

2.1.2.5.2 Mulchschnitt

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

Die Auswirkungen eines einmaligen Mulchschnittes pro Jahr sind vom Zeitpunkt der Durchführung abhängig: Ein später Mulchschnitt (August) fördert Arten mit Entwicklungshöhepunkt im Sommer; diese sind meist hochwüchsig und verdrängen niedrigwüchsigeren Arten. Die Mineralisierung des Mulchmaterials bis zur nächsten Vegetationsperiode ist u.U. nicht gegeben und kann zu dicken Streuauflagen führen. Durch einen frühen Mulchschnitt (Juni) wird die Entwicklung höherwüchsiger, konkurrenzkräftiger Arten unterbrochen. Niedrigwüchsige, konkurrenzschwache Arten können sich behaupten. Die Menge des anfallenden Streumaterials ist geringer, die verbleibende Zeit für die Mineralisation länger, so daß i.d.R. keine dicken Streuauflagen zu erwarten sind (SCHIEFER 1981).

Streuaufgaben können, den Untersuchungen WAGNERs (1989) zufolge, je nach ihrer Dicke unterschiedliche Auswirkungen haben. Geringmächtige Streuaufgaben führen dazu, daß der Boden nicht so schnell austrocknet. "Die Streuaufgabe verhindert die unproduktive Verdunstung. Die unter der Streu befindlichen Kräuter- und Grassamen haben somit bessere Keimbedingungen" (WAGNER 1989). Wird die Streuschicht allerdings zu mächtig - der Autor stellte Auflagestärken bis zu 5cm fest -, werden die beschriebenen Effekte wieder aufgehoben, dadurch die Mächtigkeit der Auflage dann ein Durchwachsen der Keimlinge oder die Keimung selbst verhindert wird (vgl. auch BRADSHAW 1989). Die Dicke der Streuaufgabe wird maßgeblich von der Biomasseproduktion und der mikrobiellen Abbautätigkeit bestimmt. Je höher die Düngergaben (und je stärker deren Effekt) bei niedriger mikrobieller Tätigkeit (Rohbodenstandorte!) sind, desto stärker kommt es zur Ansammlung nicht zersetzter Biomasse. Sie wirkt längerfristig wachstumshemmend. Geringere Streuakkumulation wirkt dagegen wachstumsfördernd; sie wird kontinuierlich abgebaut und dient als zusätzlicher Nährstofflieferant (WAGNER 1989). Sowohl auf den ungedüngten Versuchsflächen als auch auf den nur mit Phosphaten behandelten Bereichen konnte WAGNER (1989) eine deutliche Zunahme des Deckungsgrades der Leguminosen feststellen. In Parzellen mit Stickstoffdüngung bleibt ihr Anteil zugunsten höherwüchsiger Gräser gering.

Durch zweimaligen Mulchschnitt konnte SCHIEFER (1981) eine Förderung stark lichtbedürftiger, niedrigwüchsiger und konkurrenzschwacher Arten feststellen. Vor allem Arten der SEDO-SCLERANTHETEA und Arten der Halbtrockenrasen konnten von diesem Bewirtschaftungsregime profitieren. Auch die allgemein zu beobachtende Erhöhung der Gesamtartenzahl läßt sich auf die veränderte Nutzung zurückführen (ein Großteil der betrachteten Flächen wurde vor Beginn der Untersuchungen erst sehr spät gemäht oder gemulcht oder lag brach - SCHIEFER 1981). Für die genannten Auswirkungen ist der rasche Abbau der Streu wesentlich; es entsteht keine Streuaufgabe. Der Untersuchungen lagen allerdings gut entwickelte Böden zugrunde, so daß sich dieser Aspekt nicht ohne weiteres auf die Situation in Steinbrüchen übertragen läßt, da dort die Abbautätigkeit der Destruenten durch die geringe Bodenentwicklung nicht in dem Umfang gegeben ist. Vergleichbare Bedingungen finden sich allenfalls in bereits lange Zeit stillliegenden Brüchen. In Bereichen mit geringer Bodenentwicklung müßte daher zur Vermeidung einer Bestandsumschichtung vermutlich ein Abtransport des Streumaterials erfolgen. **Ob und in welchem Maß Mulchschnitt angebracht ist, ist von Fall zu Fall zu entscheiden.**

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Zur Auswirkung des Mulchens auf die Tierwelt liegen keine speziellen Untersuchungen vor, es dürften allerdings die bereits im vorherigen Kapitel (Mahd) besprochenen Effekte übertragbar sein.

2.1.2.5.3 Beweidung

Die folgende Darstellung beschränkt sich auf die Beschreibung der Auswirkungen von Schafbeweidung. Um den Rahmen etwas zu begrenzen, werden vor allem Erfahrungen aus der Beweidung von Kalkmagerrasen dargestellt.

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

Im Gegensatz zur Mahd erfolgt bei der Beweidung eine Selektion durch das Fraßverhalten der Schafe. Eine Reihe von Pflanzen - speziell diejenigen, die dornenbewehrt sind, schnell verholzen, Milchsaft, Gift- oder Duftstoffe produzieren - werden von den Schafen gemieden. Daneben profitieren Pflanzen, deren Rosetten eng am Untergrund anliegen, sowie solche mit unterirdischen Ausläufern. Zu dieser Gruppe gehören z.B. *Carlina vulgaris*, *Cirsium acaule*, *Gentiana germanica*, *G. verna* und *Gentiana ciliata*, wie sie in GENTIANO-KOELERIETEN - auch in länger aufgelassenen Kalkbrüchen (vgl. POSCHLOD & MUHLE 1985) - zu finden sind. Diese Gesellschaft wird häufig von der Fiederzwenke dominiert, einem Weidezeiger, der sich mit Hilfe von unterirdischer Ausläuferbildung vermehrt und von Schafen nur in jungem Zustand verbissen wird. In Steinbrüchen kann die Fiederzwenke auch ohne vorangegangene Beweidung zum dominanten Gras werden (POSCHLOD & MUHLE 1985).

Ein weiterer, allerdings weniger gewichtiger Selektionsfaktor ist der Schaftritt, der sich um so stärker bemerkbar macht, je höher die Beweidungsintensität ist. Mehrere Autoren verweisen auf eine mögliche erodierende Wirkung, die jedoch auf Steinbruchstandorten vernachlässigbar erscheint bzw. je nach vorgegebenem Pflegeziel im Einzelfall sogar erwünscht sein kann (Schaffung von offenen Bereichen). Eine direkte Schädigung durch Tritteinwirkung erfolgt bei trittempfindlichen Pflanzen, beispielsweise bei Orchideen (LUTZ 1990).

Gehölzaufwuchs kann nur bei sehr intensiver Beweidung verhindert werden; die dazu nötige Beweidungsintensität führt allerdings zu negativen Auswirkungen auf die Krautschicht (GRÜNEWALD 1982 zit. in LUTZ 1990). REICHHOFF & BÖHNERT (1978) gehen davon aus, daß eine Beweidung, die auf die Erhaltung einer typischen Vegetationszusammensetzung abzielt, Gehölzaufwuchs nur verzögern, aber nicht verhindern kann.

Die Wahl der Beweidungsform muß vom angestrebten Pflegeziel und von der Möglichkeit der Umsetzung abhängig gemacht werden. "Flüchtig über die Magerrasen ziehende Wanderschafherden garantieren [...] die Aufrechterhaltung einer vielfältigen Vegetation, solange sich Gehölze und Gräser wie die Fiederzwenke nicht zu sehr ausbreiten" (LUTZ 1990). Die Zurückdrängung der Fiederzwenke erfordert einen frühen Auftrieb der Schafe, die dann allerdings schon ab Anfang Mai der Pflegefläche fernbleiben müssen; Zielkonflikte können bezüglich des Schutzes von Orchideen entstehen, da diese durch frühe Beweidung erheblich geschädigt werden können. Zu diesem Problemkreis sind nähere Ausführungen dem LPK-Band II.1 "Kalkmagerra-

sen" zu entnehmen. Probleme bestehen auch bei der Pferchung auf Magerrasenflächen, da auf dieser Fläche erhebliche Nährstoffmengen eingebracht werden, durch die die typische Halbtrockenrasen-Vegetation weitgehend zerstört wird. Beim Pferchen außerhalb der zu pflegenden Flächen kommt es dagegen zu einem Nährstoffentzug, da das Misten meist während der Trift oder im Pferch erfolgt (EIGNER & SCHMATZLER zit. in LUTZ 1990). Kritisch muß an dieser Stelle angemerkt werden, daß vermutlich nur wenige Steinbruchflächen durch die Wanderschäferei erschlossen werden können, da in vielen Fällen die Anbindung an die Triftwege nicht vorhanden und oft auch die problemlose Zugänglichkeit beweidungswürdiger Flächen (Sohle, Plateaus der Abraumhalden) nicht gegeben ist.

Zur Koppelschafhaltung liegen Untersuchungen von RIEGER (1988 zit. in LUTZ 1990) vor. LUTZ

(1990) faßt den Versuchsablauf folgendermaßen zusammen: "Die 30 - 40-köpfige Herde wurde in flexibler Koppelhaltung mit Umtrieb gehalten. Die einzeln beweideten Parzellen hatten eine Größe von 0,4 - 1,9ha. Die Koppelhaltung bot sich insofern an, als das Pflegegebiet für die Wanderschafhaltung zu klein ist bzw. zu isoliert liegt und sich gleichzeitig für mechanische Pflege als zu groß und vom Gelände her als zu schwierig erwiesen hatte [Diese Charakterisierung des zu pflegenden Geländes hat deutliche Parallelen zu der Situation in manchen Kalkbrüchen! - Anm. d. Verf.].

Beobachtet wurde die Vegetationsentwicklung [...] auf Parzellen mit einjähriger Beweidung" und anschließender zweijähriger Pflegepause. In der danach durchgeführten Bestandsaufnahme konnte festgestellt werden, daß die Fiederzwenke zurückgedrängt wurde, der Kräuteranteil im Bestand sich

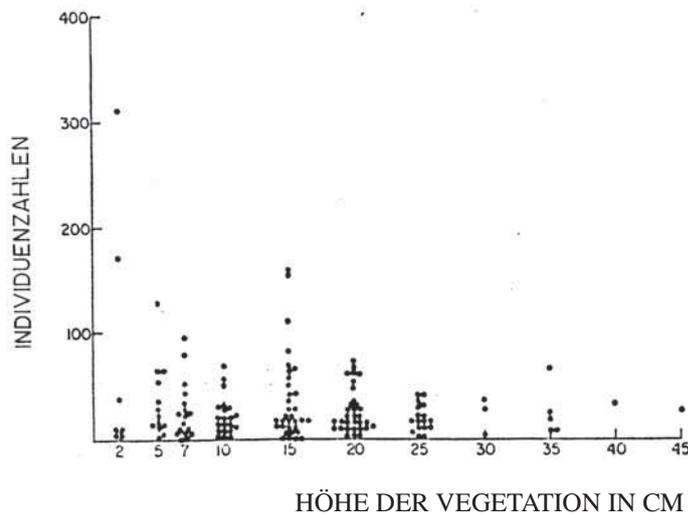


Abbildung 2/1

Individuenzahlen von Heteroptera-Arten in Abhängigkeit von der Höhe der Vegetation (MORRIS 1971)

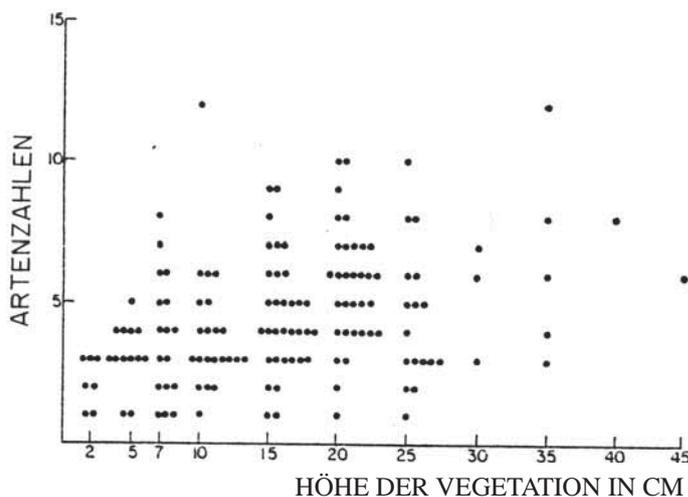


Abbildung 2/2

Artenzahlen der Heteroptera in Abhängigkeit von der Höhe der Vegetation (MORRIS 1971)

deutlich erhöhte und Keimlinge von Halbtrockenrasen-Arten verstärkt auflaufen konnten. Während der Beweidung erfolgte ein rasches Zurückgehen der Blüten (im ersten Jahr der Pflegepause wurde dagegen ein verstärkter Blühaspekt registriert), auf unterbeweideten Bereichen wurden Gräser begünstigt. Obwohl das Abmisten auf der zu pflegenden Fläche erfolgte, scheint dadurch kein Nährstoffeintrag in dem Maß stattzufinden, daß eine dadurch induzierte, unerwünschte Umverteilung der Artenzusammensetzung einsetzen würde; in diesem Zusammenhang ist erwähnenswert, daß im Laufe des Versuchs keine Zufütterung erfolgte. Die Koppelschafhaltung im Umtrieb mit anschließender zweijähriger Pflegepause hat sich in diesem Fall als ernstzunehmende Alternative zur Wanderschäfferei bei der Pflege von Halbtrockenrasen erwiesen. Durch die Entfernung von Biomasse (ohne daß dafür eine Kompensation durch Mist oder anderweitige Düngergaben erfolgt) wirkt sie den Sukzessionsabläufen entgegen" (zur Vertiefung des Themas "Schafbeweidung" bitte im LPK-Band II.1 "Kalkmagerrasen" nachschlagen!).

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Die direkten Auswirkungen der Beweidung (direkte Tötung) dürften bei Wirbellosen als unerheblich zu betrachten sein, da ein derartiger Eingriff im Sommerhalbjahr erfolgt, einer Zeit, in der die meisten Arten sich Störeinflüssen durch Flucht entziehen können. Die indirekten, durch die Beweidung ausgelösten Veränderungen tragen dagegen stark zur Beeinflussung der Artenzusammensetzung und Individuendichte der Wirbellosen bei. Einerseits wird durch den Verbiß Blütenbesuchern die Nahrungsgrundlage entzogen (RIEGER 1988, zit. in LUTZ 1990), viel mehr noch als dies wirkt sich aber die veränderte Struktur des Bestandes aus. Die Untersuchungen von MORRIS (1971) in Halbtrockenrasen Süd- und Südostenglands belegen eine allgemeine Abhängigkeit zwischen den Arten- und Individuenzahlen verschiedener taxonomischer Gruppen (von Wirbellosen) und der Höhe der Vegetation. Beweidete Bestände mit niedriger durchschnittlicher Höhe enthalten weniger Individuen und weniger Arten als

Tabelle 2/1

Vergleich der Individuenzahlen verschiedener Taxa auf beweideten und unbeweideten Flächen (MORRIS 1968, zit. in SMITH 1980)

Taxon	auf beweideten Flächen	auf unbeweideten Flächen
GASTROPODA	83	171
ISOPODA	22	594
DIPLOPODA	178	912
ARANAE	177	2 023
HETEROPTERA	184	1 234
HOMOPTERA	100	843
COLEOPTERA	1.266	2 515

nicht beweidete, höherwüchsige Bestände (s. Abb.2/1, S.100 und Abb.2/2, S.100). Diese Befunde treffen nicht nur auf Arten der Heteroptera zu, sondern auch auf eine Reihe weiterer Taxa (s. Tab.2/1).

Wo allerdings durch nur extensive Beweidung ein ausgeprägtes Vegetationsmosaik entstanden ist, können auch beweidete Flächen ähnliche Artenzahlen enthalten. Hier findet eine Konzentration der Arten und Individuen vor allem in und an überständigen Horsten statt (MORRIS 1971).

Aufgrund dieser Ergebnisse erscheint es empfehlenswert, bei intensiverer Beweidung (Koppelschafhaltung) nie die gesamte Fläche einzubeziehen oder von vornherein nur extensive Beweidung (Wanderschafhaltung) zuzulassen, bei der durch die Weideselektion ein mosaikartiges Ineinandergreifen höher- und niedrigwüchsiger Vegetation entsteht und auf diese Weise Rückzugsräume für Wirbellose bestehenbleiben.

2.1.2.6 Kontrolliertes Brennen

Die Auswirkungen des Brennens auf den Biotop und die Lebensgemeinschaft sind im Kap. 2.1.2.2 des LPK-Bandes II.1 "Kalkmagerrasen" ausführlich dargestellt.

In Bayern ist das Brennen von naturnahen Flächen aller Art mit Rücksicht auf heimische Tier- und Pflanzenarten grundsätzlich verboten (Bekanntmachung des StMLU vom 30.07.1990, Nr. 7879-618-23490), und die Polizei ist verpflichtet, Zuwiderhandlungen gegen diese Vorschriften zu verfolgen. Brennen scheidet daher als Pflegemaßnahme aus, obwohl in Einzelfällen diese Maßnahme aus fachlicher Sicht sinnvoll sein könnte.

2.1.2.7 Mechanische Gehölzentfernung

Der Lichteinfall (Insolation) und die dadurch bedingten klimatischen Effekte wie Erwärmung und Verdunstung tragen in erheblichem Maß zur Ausprägung des Standorts bei. Im Verlauf der Sukzession werden insbesondere durch Gehölzansiedlung die klimatischen Extreme v.a. von südexponierten Flächen nivelliert, so daß Pioniere und Spezialisten, die auf hohe Insolation angewiesen sind, nach und nach verdrängt werden.

Die Birke kann - wie Untersuchungen von WOLF (1985) zeigen - auf Rohböden ein Höhenwachstum von 40 - 50cm pro Jahr erreichen. Im fünften Jahr nach der Neuansiedlung waren zahlreiche Individuen bereits 250cm hoch. Die Birke ist daher für lichtliebende Pflanzen ein starker Konkurrent.

Dem versuchte eine Pflegemaßnahme in Gipsbrüchen Rechnung zu tragen. Zur Förderung lichtliebender Pflanzengemeinschaften wurden Entbuschungsmaßnahmen durchgeführt. "Die recht großzügig angelegte Maßnahme hatte [...] zur Folge, daß die stark zum Stockausschlag befähigten Birken und die zur Wurzelbrutbildung neigenden Straucharten schon im gleichen Jahr wieder große Flächen besiedelten. Der ungehinderte Lichtgenuß kam, insgesamt gesehen, eher den Lichtholzarten zugute"

(ZUNDEL & FIESELER 1988). Dabei wurde im Jahr der Entfernung bereits wieder ein Drittel der ursprünglich vorhandenen Deckung durch Baum- und Straucharten erreicht und damit das angestrebte Ziel der mittel- bis längerfristigen Reduktion des beschattenden Gehölzaufwuchses verfehlt. Der Beseitigung von Kiefernaufwuchs im Steinbruch Eichelberg bei Burgpreppach (WEBER 1990) war dagegen ein besserer Erfolg beschieden, da die Kiefer nicht zum Stockausschlag befähigt ist. **Während bei Nadelgehölzen eine Entbuschung daher erfolversprechend ist, muß der Einsatz bei stockausschlagfähigen Laubgehölzen im Einzelfall geprüft werden (Zeitpunkt, Frequenz der Entbuschungsmaßnahme).**

Nicht vergessen werden darf, daß auch die Beschattung durch Gehölze am Steinbruchrand klimatische Auswirkungen auf den Steinbruch haben kann. Sollen licht- und wärmeliebende Gemeinschaften gefördert werden, muß bei entsprechender Konstellation auch an deren Entfernung gedacht werden.

2.1.2.8 Turnusmäßige Schaffung von Pionierstandorten

Wo die Förderung von Pioniergesellschaften in Steinbrüchen im Mittelpunkt des Interesses steht, ist das Fortschreiten der natürlichen Entwicklung, also Sukzession, ein unerwünschter Vorgang. Es bietet sich im Rahmen des herkömmlichen Naturschutzes kein geeignetes Mittel, um diesem Vorgang mit vertretbarem Aufwand Einhalt zu gebieten: Herkömmliches Vegetationsmanagement (Mähen, Beweiden etc.) kann eine Entwicklung zwar verzögern, fördert aber bereits auf seine Art Systeme, in denen Prinzipien der Stabilität und Konstanz vorherrschen (k-Strategen). Die bevorzugt anzustrebenden Gemeinschaften, wie sie beispielsweise am Beginn einer Sukzession auftreten, setzen sich jedoch bevorzugt aus r-Strategen zusammen, reagieren also auf Störungen, wie sie Mahd und Beweidung etc. darstellen, elastischer und werden durch Pflegemaßnahmen im traditionellen Sinn verdrängt. Das Dilemma besteht also darin, daß die zu fördernden Gemeinschaften Systemeigenschaften aufweisen, deren Erhaltung sich mit den Mitteln des pflegenden Naturschutzes im herkömmlichen Sinn nicht durchführen läßt (vgl. DIERSSEN 1990).

Ein dynamisches Vorgehen könnte dagegen Erfolg versprechen, wobei allerdings noch keine Erfahrungen aus der Praxis vorliegen (DICKE 1989). Dabei werden Flächen, auf denen die Sukzession über das gewünschte Stadium hinaus fortgeschritten ist, in einen Zustand überführt, der dem Definitionsstadium vorausgeht; bei Pioniergesellschaften wäre dies ein vegetationsfreier Zustand. Um das Besiedlungspotential zu erhalten, darf dies jedoch nicht auf der gesamten Fläche zur gleichen Zeit geschehen. Es bietet sich eine Dreiteilung der Fläche an, wobei immer dasjenige Drittel zur Bearbeitung ansteht, dessen Sukzession am weitesten fortgeschritten ist. Die Flächengröße ist dabei so zu wählen, daß geeignete Geräte zum Einsatz kommen können. Zum Abräumen der Flächen bieten sich auf Lockermate-

rial Planiermaschinen an (vgl. DICKE 1989). Dem rechtzeitigen Eingreifen kommt eine hohe Bedeutung zu, da andernfalls speziell die unzureichende Entfernung der Gehölze (wenn diese zu hoch sind) vermutlich den Einsatz des Räumgerätes und den Erfolg der Aktion in Frage stellen können. Kritische Werte sowie Empfehlungen zur Eingriffsfrequenz können angesichts der fehlenden Praxis allerdings noch nicht vermittelt werden.

Je extremer die Standortbedingungen sind (Nährstoffarmut, schlechte Wasserversorgung), um so niedriger wird die Eingriffsfrequenz liegen. Bei der Auswahl der Flächen ist diesem Aspekt daher unbedingt Rechnung zu tragen. In erster Linie kommen ausgedehnte Haldenflächen für dieses Vorgehen in Frage; ob sich auch Steinbruchsohlen anbieten, ist im Einzelfall zu prüfen.

2.1.2.9 Abschieben der Räumflächen

Der Oberboden der für den Abbau vorgesehenen Bereiche wird i.d.R. unmittelbar vor Beginn der entsprechenden Abbauphase entfernt. Damit wird die Chance vertan, Biozönosen mit Schwerpunkt in nährstoffärmerer Umgebung zu fördern. Im günstigsten Fall siedeln sich auf den entblößten, flachgründigen Böden Pflanzengesellschaften an, die sich auf anderen Standorten gegenüber konkurrenzkräftigeren Gesellschaften nicht oder nur in den ersten Jahren kurzfristig durchsetzen können. Primäre Zielgruppe der Maßnahmen sind Therophytengesellschaften, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf offenen (Sandmagerrasen) bzw. stark anthropogen beeinflussten Standorten (Ackerwildkrautgesellschaften) haben. Von Fall zu Fall ist zu überlegen, ob der Licht- und Wärmegenuß eventuell durch das Abräumen beschattender Gehölze verbessert werden sollte.

Für die Entwicklung der Gesellschaften ist der Zeitpunkt des Eingriffs wesentlich: Eingriffe im Herbst beschleunigen die Ansiedlung von Therophyten, während Eingriffe im Frühjahr auf die Entwicklung von Therophytengesellschaften keinen positiven Einfluß nehmen (WOLF 1985).

2.1.2.10 Oberbodenlockerung

WOLF (1985) untersuchte den Effekt von gezielten Bodenstörungen in Rohböden auf Sukzession und die Entwicklung von Pflanzengesellschaften. Obwohl es sich bei den untersuchten Flächen um kiesig-sandiges Substrat handelt, sind die dabei auftretenden Funktionsabläufe auch auf Situationen übertragbar, wie sie in Steinbrüchen auftreten (Räumflächen, feinkornreiche Halden etc.).

Auf gelockerten und umgegrabenen Flächen setzte die Wiederbesiedelung mit Spezialisten (in diesem Fall Sandmagerrasen) schneller ein als dies vorher auf der Gesamtfläche zu beobachten war. Die auf der Gesamtfläche beobachteten Sukzessionsstadien treten auf den umgegrabenen Versuchsflächen in zeitlicher Verkürzung auf. Je nach Zeitpunkt des Umgrabens wurden verschiedene Lebensformtypen gefördert: "Die im Herbst grabenen Parzellen wei-

sen im folgenden Jahr einen hohen Therophytenanteil auf. Auf den im März/ April gegrabenen Parzellen ist der Entwicklungszeitraum für die Annuellen zu kurz. Sie kommen im gleichen Jahr nicht mehr zur Entwicklung und erreichen auch im folgenden Jahr nur einen geringen Deckungsanteil (ca. 10%). Dagegen profitieren die Geophyten von der Bodenlockerung im Frühjahr am stärksten" (WOLF 1985). Auf den im März und April umgegrabenen Flächen tritt daher das Therophytenstadium nur untergeordnet in Erscheinung.

2.1.2.11 Entkrautung von Kleingewässern

Die Krautschicht in Kleingewässern spielt als Faktor für die Habitatauswahl für Amphibien und Libellen eine große Rolle. Je höher die Deckung durch Wasserpflanzen ist, desto weniger entspricht dies den Habitatansprüchen von Pionieren (Kleine Pechlibelle, Gelbbauchunke u.a.). BRÄU (1990) konnte außerdem nachweisen, daß eine zu dichte Wasserpflanzenvegetation sich negativ auf die Artenzahl der Libellen niederschlagen kann. Ihren Untersuchungen zufolge wirkt sich ein **aquatischer** Vegetationsanteil von 50% am günstigsten auf die Libellen aus. "Die geringste Artenzahl tritt bei einem aquatischen Vegetationsanteil von weniger als 5% auf. Aber auch ein zu hoher Anteil an Wasserpflanzen scheint sich eher negativ auf die Libellenvorkommen auszuwirken, da die Artenzahlen ab einem im Durchschnitt 50%igen bis 95%igen Vegetationsanteil ständig abnehmen" (BRÄU 1990). Andererseits wirken sich hohe Anteile an **amphibischen** Pflanzen positiv auf die Artenzahlen aus. WEBER (1990) spricht die Verlandung als eine der wesentlichen Gefährdungsursachen für Libellenpopulationen an und schlägt die Räumung der betroffenen Kleingewässer, jeweils in Teilbereichen und zeitlich gestaffelt, vor. **Unter Einbeziehung der Ergebnisse von BRÄU (1990) scheint es allerdings ratsam (es sei denn, die Förderung von Pionieren steht im Vordergrund), dabei im wesentlichen die submerse Vegetation zu entfernen, die amphibische Zone hingegen weitgehend zu schonen.**

2.1.3 Spezielle Maßnahmen des Artenschutzes

Durch gezielte Maßnahmen werden einzelne, meist gefährdete oder stark gefährdete Arten gefördert, wobei der betriebene Aufwand meist mit dem Grad der Gefährdung zunimmt. Vor allem Ornithologen waren in dieser Hinsicht aktiv.

2.1.3.1 Zielart Wanderfalke

Bestes Beispiel für intensiv betriebene Hilfsmaßnahmen sind die Aktionen der Arbeitsgemeinschaft zur Wiedereinbürgerung des Wanderfalken, die die Ansiedlung und Ausbreitung des Wanderfalken in Baden-Württemberg sowie in Bayern unterstützte (SCHILLING & ROCKENBAUCH 1985, HEPP 1982). Da der Wanderfalke für seinen Horst hohe, senkrechte Wände bevorzugt, konzentrierten sich die Bemühungen in Bayern auf die Abbruch-

wände der Buntsandsteinbrüche im Maintal, die eine Höhe von bis zu 70m erreichen können. Da für eine erfolgreiche Brut vor allem witterungs- und hangwassersichere Bereiche nötig sind (die in Steinbrüchen meist nicht allzu häufig anzutreffen sind), richteten sich die Tätigkeiten der AGW auf die Schaffung und Ausgestaltung geeigneter Horstplätze; dies geschah z.T. durch Herausarbeiten von Höhlen oder das Aufmauern von Plattformen unterhalb von Vorsprüngen. In beiden Fällen wurde auf eine fachgerechte Drainage Wert gelegt. Auch ein anderes Vorgehen führte zum Erfolg: das Brutplatzproblem wurde dadurch gelöst, "daß mehrere große, aus gesägten, verleimten Sandsteinplatten zusammengebaute Nistkästen in die senkrechten Steinbruchwände [...] auf einer entsprechenden Trägerkonstruktion eingesetzt werden" (HEPP 1982).

2.1.3.2 Zielart Uhu

Im Gegensatz zum Wanderfalken stellt der Uhu geringere Anforderungen an die Höhe des Brutfelsens. Die Anlage von Simsen, d.h. von bandartigen Strukturen, spielt bei der Bereitstellung von Horstplätzen für den Uhu eine größere Rolle als die Bereitstellung punktueller Nischen. In zahlreichen Steinbrüchen, z.B. in den Bankkalk-Brüchen, entstanden diese Bänder durch natürliche Verwitterungsvorgänge, in anderen Fällen waren entsprechende Strukturen durch die Abbautechnik induziert (Buntsandstein). Heute wird in vielen Fällen bei der Stilllegung des Steinbruchs bewußt auf die Strukturierung der Bruchwand hingearbeitet, um Brutplätze bereitzustellen (THIELE 1989 mdl.). Die längerfristige Pflege der Brutplätze konzentriert sich auf die Reduzierung des Gehölzaufwuchses auf den Simsen, der nicht überhandnehmen sollte.

2.1.3.3 Zielart Flußregenpfeifer

Zur Bereitstellung geeigneter Brutflächen für den Flußregenpfeifer wurde auf dem Gelände einer ehemaligen Kalkbrennerei ein Kies-Sand-Gemisch auf einer Fläche von etwa 30 x 13m aufgebracht. Bereits im ersten Jahr nach der Anlage konnte eine erfolgreiche Brut beobachtet werden (HÖLZINGER 1987). Um die Attraktivität der Fläche für den Flußregenpfeifer zu erhalten, müssen regelmäßige Pflegeeinsätze durchgeführt werden, um aufkommende Vegetation zu entfernen.

2.2 Natürliche Entwicklung

Die Sukzession geht solange vor sich, wie sich noch kein Gleichgewicht zwischen den äußeren Faktoren und den Pflanzengesellschaften eingestellt hat (da es sich um zahlreiche Faktoren und gegenseitige Beziehungen handelt, wäre es korrekter, von einer Vielzahl von "Gleichgewichten" zu reden - vgl. DIERSSSEN 1990). Ist ein Gleichgewichtsstadium erreicht, spricht man von der Dauer-Gesellschaft. Auf Steinbruchstandorten, auf denen eine Bodenbildung grundsätzlich möglich ist - also Sohle, flache Abraumhalden etc. -, stehen am Ende der Sukzessi-

onsreihe zonale Waldgesellschaften. Nur auf Extremstandorten, deren Entwicklung meist durch edaphische Extreme geprägt wird (Felswände, Felsköpfe), bildet nicht der Wald, sondern eine azonale, edaphisch bedingte Gesellschaft das Dauer-Stadium. Im Verlauf der Sukzession nehmen der Strukturereichtum und die Artenzahl - sowohl der Pflanzen- als auch der Tierarten - zunächst zu; beide sind i.d.R. vor Erreichen des Dauer-Stadiums am höchsten. Ab einem bestimmten Zeitpunkt wirkt die Artenzunahme selbstverstärkend, da die Varianz der Standortfaktoren durch die bereits vorhandene Biomasse erhöht wird: "Beschattung des Bodens schafft Standorte für schatten- und feuchtigkeitsliebende Arten, zunehmender Bestandabfall und Humusaufbau erhöhen die Wasser- und Nährstoffspeicherung im Boden [...]" (HABER 1983).

Die extremen Bedingungen, wie sie am Beginn einer primären Sukzession - als solche muß die Sukzession in Steinbrüchen aufgefaßt werden - herrschen, begünstigen zunächst Pioniere, und Spezialisten sowohl aus dem Tier-, wie aus dem Pflanzenreich. Im Verlauf der Sukzession werden diese Extrema nivelliert, der Anteil an Pionieren und Spezialisten nimmt dementsprechend ab.

2.2.1 Sukzessionsbestimmende Faktoren und Sukzessionsgeschwindigkeit

Die Geschwindigkeit, mit der die Sukzession voranschreitet, hängt vom Grad des Ungleichgewichts zwischen den etablierten Pflanzengesellschaften und den Standortfaktoren ab. In diesem Zusammenhang ist vor allem - da meist limitierender Faktor - die Nährstoff- und Wasserversorgung von großer Bedeutung. Je höher die Nährstoffversorgung eines Substrats bei gleichzeitiger ausreichender Versorgung mit Wasser ist, desto schneller werden i.d.R. die Sukzessionsstadien einander ablösen; nicht, weil Gesellschaften früherer Sukzessionsstadien nicht von einer besseren Nährstoffsituation profitieren könnten, sondern weil sie von konkurrenzkräftigeren Pflanzen verdrängt werden (Unterschied zwischen physiologischem und ökologischem Optimum). Die hohe Phytomasseproduktion bei günstigen Nährstoffbedingungen prägt dabei in entscheidendem Maß das Konkurrenzgeschehen: Der Lichtgenuß niedrigwüchsiger Arten wird eingeschränkt, die Keimungsbedingungen verändert, die Extreme des Mikroklimas werden abgeschwächt, die Standortbedingungen insgesamt nivelliert. Da der mikrobielle Abbau durch die geringe Bodenentwicklung in Steinbrüchen und die häufig extremen Standortbedingungen gehemmt sein kann, ist die Bildung von Streuauflagen nicht selten. Wie HENRION (1985) in Kalkbrüchen Nordrhein-Westfalens feststellen konnte, induzieren sie zusätzlich einen Konkurrenznachteil für niedrigwüchsige und lichtbedürftige Arten der Halbtrockenrasen, erschweren das Auflaufen von Lichtkeimern und führen zu einer Eutrophierung, was vor allem den seltenen Arten der mageren Standorte zum Verhängnis werden kann. Auf diese Weise wurden bereits Enziane nachhaltig aus den Flächen verdrängt (ebd.).

Wenn die Nährstoff- und Wasserversorgung dagegen gerade ausreicht, die Etablierung spezialisierter Pflanzenarten zu ermöglichen, werden keine raschen Sukzessionsabläufe stattfinden, da die Phytomasseproduktion gering bleibt. In diesem Fall sind in erster Linie endogene Mechanismen für die Nährstoffanreicherung und damit den Sukzessionsfortschritt verantwortlich. Dazu gehören der Aufschluß und der Transport von Nährstoffen aus tieferen Schichten, deren Anreicherung und Umsetzung in der Streu sowie vor allem die Stickstoffanreicherung durch Leguminosen und andere mit stickstofffixierenden Symbionten lebende Pflanzenarten (Erlen). Die Bedeutung dieser Symbiose für die Stickstoffanreicherung und damit den Sukzessionsfortschritt zeigen Untersuchungen aus England: Durch die Benachbarung zu (Stickstoff fixierenden) Erlen erreichten Bergahorne auf Halden der Kaolin-Industrie annähernd gleiche Wuchsleistungen wie auf "normalen" Standorten. Dagegen führte bereits ein geringer Abstand zu den Erlen zum Absterben der Keimlinge (BRADSHAW 1989). Sieht man also von möglichen äußeren Einwirkungen ab, so sind auf primären Standorten stickstofffixierende Pflanzen die treibende Kraft bei der Entwicklung und Sukzession von Ökosystemen (BRADSHAW 1989).

2.2.2 Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

(1) Lebensformspektrum

Im Verlauf der Sukzession verschieben sich die Anteile der Lebensformtypen und der zur vegetativen Vermehrung fähigen Arten. Auf kiesig-sandigen Rohböden nahm - den Untersuchungen von WOLF (1985) zufolge - der Anteil einjähriger Pflanzen (Therophyten) nicht nur an der Gesamtartenzahl, sondern auch am Gesamtdeckungsgrad im Verlauf des Beobachtungszeitraumes von 18 Jahren deutlich ab (ebd.). Therophyten sind in der Regel Kurzzeitbesiedler (Besiedlungsdauer weniger als 5 Jahre - WOLF 1985), die - wenn keine weiteren Eingriffe in den Boden erfolgen - über kurz oder lang ausbleiben (vgl. auch GROSS 1990). Der Anteil der nicht zur vegetativen Vermehrung fähigen Arten betrug am Beginn der Sukzession 95%; ihr Anteil pegelte sich im Verlauf von 15 Beobachtungsjahren bei 60% ein.

Bei der vegetativen Verbreitung scheint die Fähigkeit zur Rhizombildung (Beispiele: *Epilobium angustifolium*, *Poa angustifolia*, *Calamagrostis epigeios*) eine entscheidende Rolle zu spielen, erst danach folgen Pflanzen, die sich durch Wurzelsprosse und Ausläufer ausbreiten (ebd.). Im Verlauf der weiteren Sukzession gewinnen Hemikryptophyten, später Phanerophyten an Bedeutung (s. Tab.2/2, S. 105). Diese Entwicklung bezieht sich nicht nur auf den qualitativen (Artenzahl), sondern auch auf den quantitativen Aspekt (Deckung).

(2) Biomasse

Die Produktion von Biomasse nimmt bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes i.d.R. zu. Dabei verschiebt sich zunächst das Verhältnis von oberirdischer zu unterirdischer Biomasse in charakteri-

Tabelle 2/2

Beziehung zwischen dem Anteil der Lebensformtypen und dem Alter des Standorts (leicht verändert nach POSCHLOD & MUHLE 1985)

Alter	T	G	H	C	P	GZ
3	10	1	23	-	3	37
5	5	2	18	1	3	29
10	7	2	34	4	7	54
15	6	2	43	4	8	63

T = Therophyt

G = Geophyt

H = Hemikryptophyt

C = Chamaephyt

P = Phanerophyt

GZ = Gesamtzahl

stischer Weise. Im Therophytenstadium wird mehr oberirdische als unterirdische Masse produziert (die Pflanze "investiert" ja in den Samen, nicht in das Wurzelsystem). Je mehr die Hemikryptophyten zunehmen, desto stärker verschiebt sich das Verhältnis zugunsten unterirdischer Phytomasse (BORN-KAMM, zit. in WOLF 1985). Dementsprechend nimmt die Wurzelkonkurrenz zu; während der Wurzelraum stark durchwurzelt ist, entsteht auf der Oberfläche eher der Eindruck einer lückigen Bedeckung.

(3) Weitere Aspekte

Da die Vegetationsentwicklung in den Grundlagenkapiteln (Kap. 1.4.2.1 bis Kap. 1.4.2.6) bereits ausführlich besprochen wurde, sei an dieser Stelle nur noch auf einige Besonderheiten hingewiesen.

Sowohl in den Untersuchungen von WOLF (1985) als auch von POSCHLOD & MUHLE (1985) zeigen sich am Beginn der Sukzession zahlreiche Arten der nitrophilen Wildkrautgesellschaften. Sie etablieren sich jedoch nicht längerfristig; ihre Artenzahl schrumpft innerhalb von 15 Jahren von 27 auf 7 (WOLF 1985). Bei den Erhebungen von POSCHLOD & MUHLE (1985) zeichnet sich bereits nach 5 Jahren ein deutlicher Rückgang derjenigen Arten ab, die der Klasse ARTEMISIETEA und PLANTAGINETEA zuzurechnen sind.

2.2.3 Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Individuenzahl als auch die Artenzusammensetzung der Fauna ist vom Stand der Vegetationsentwicklung abhängig. MORRIS (1971) betont, daß für die Etablierung der meisten Tierarten (ausgenommen monophage), weniger die Anwesenheit bestimmter Pflanzenarten den Ausschlag gibt, sondern daß die Raumstruktur der entscheidende Faktor sei. Am Beginn der Sukzession ist keine oder nur eine geringe Strukturierung des Raumes vorhanden, die vor allem von Spezialisten genutzt wird. Mit begin-

nender Verbuschung löst sich der Zusammenhang von Tierarten- und Pflanzenartendiversität; dagegen treten Strukturmerkmale der Vegetation als bestimmende Parameter stärker in den Vordergrund. **KÖHLER et al. (1989) kommen in ihrer Untersuchung der Wirbellosen-Fauna von unverbuchten und verbuchten Trockenhängen zu dem Ergebnis, daß vom unverbuchten zum verbuchten Stadium innerhalb der Tier-Assoziationen sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen zunehmen und sich dabei auch die Diversität erhöht.** Auslösende Faktoren sind neben der raumstrukturellen Diversität auch das erhöhte Nahrungsangebot und die mikroklimatisch ausgeglicheneren Bedingungen. Eine Ausnahme waren saprophage Tiergruppen (Springschwänze, Asseln), deren Artenzahlen auf der verbuchten Fläche geringer waren als auf der unverbuchten.

Eine Sukzession findet also nicht nur im Bereich der Vegetation, sondern auch im Bereich der Tierwelt statt (für aquatische Arten gilt dies sinngemäß - vgl. HEBAUER 1988). **Auf ein bestimmtes Stadium fixierte Tierarten (s. Tab. 2/3 S. 106) können den Steinbruch folglich nur während einer gewissen Zeitspanne nutzen, die durch die Geschwindigkeit der Sukzession auf verschiedenen Ausgangsgesteinen und in verschiedenen Expositionen unterschiedlich lang sein kann. Je enger eine Tierart an ein bestimmtes Sukzessionsstadium gebunden ist - wie z.B. der Flußregenpfeifer an vegetationsfreie ebene Flächen - desto eher wird sie durch Strukturveränderungen verdrängt oder beeinträchtigt.**

2.3 Nutzungsumwidmungen / Störeinflüsse

Dieses Kapitel befaßt sich mit funktionalen Zusammenhängen in Situationen, in denen Anliegen des Natur- und Artenschutzes mit anderen Interessen oder unerwünschten Entwicklungen konkurrieren oder gar kollidieren.

2.3.1 Eutrophierung von Steinbruchgewässern

Seen können in Steinbrüchen durch Sammlung von Oberflächenwasser an undurchlässigen Stellen entstehen. Gelegentlich kann auch Kluftwasser in geringen Schüttungsmengen auftreten. Steinbruchseen sind - wie andere Stillgewässer auch - potentiell durch beschleunigte Eutrophierung bedroht, die durch übermäßige Nährstoffanreicherung in Gang gesetzt wird. Verantwortlich sind in erster Linie Stickstoff- und Phosphatverbindungen, wobei letzteren meist die größere Bedeutung zukommt (KRAFT 1984). Quellen des unerwünschten Nährstoffeintrags in Steinbruchseen sind zum einen Verunreinigungen durch Deposition von Schutt und Abfallstoffen, zum anderen indirekte Einträge von Düngern aus der Landwirtschaft, durch Oberflächenwasser oder Niederschläge (der SRU quantifiziert die Menge des bei der Düngung freiwerdenden Stickstoffs auf etwa 0,2 - 1% des zu Düngungs-

Tabelle 2/3

Bewohner unterschiedlicher Sukzessionsstadien ohne Berücksichtigung der Gesteinsart (Beispiele)

Bewohner vegetationsloser Flächen und Gewässer	
<u>Heuschrecken</u>	
<i>Oedipoda caerulea</i>	Blauf. Ödlandschrecke
<i>Oedipoda germanica</i>	Rotfl. Ödlandschrecke
<i>Platycleis albopunctata</i>	Westl. Beißschrecke
<i>Tetrix bipunctata</i>	Zweipunkt- Dornschröcke
<u>Libellen</u>	
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch
<i>Sympetrum div.spec.</i>	Heidelibelle
<i>Ischnura pumilio</i>	Kl. Pechlibelle
<i>Orthetrum brunneum</i>	Südl. Blaupfeil
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Gr. Blaupfeil
<u>Amphibien</u>	
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke
<i>Bufo viridis</i>	Wechselkröte
<i>Bufo calamita</i>	Kreuzkröte
<u>Vögel</u>	
<i>Charadrius dubius</i>	Flußregenpfeifer
<i>Oenanthe oenanthe</i>	Steinschmätzer
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze
Bewohner von Flächen mit geschlossener Krautschicht (mit einzelnen Gehölzen) bzw. Gewässern mit geringer Vegetation	
<u>Heuschrecken</u>	
<i>Phaneroptera falcata</i>	Sichelschrecke
<i>Chrysochraon brachyptera</i>	Kl. Goldschrecke
<i>Myrmetotettix maculatus</i>	Gefleckte Keulenschrecke
<u>Libellen</u>	
<i>Lestes virens</i>	Kl. Binsenjungfer
<i>Sympecma fusca</i>	Gemeine Winterlibelle
<i>Gomphus pulchellus</i>	Westl. Keiljungfer
<u>Amphibien</u>	
<i>Triturus alpestris</i>	Bergmolch
<i>Rana temporaria</i>	Grasfrosch
<u>Vögel</u>	
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter
<i>Lullula arborea</i>	Heidelerche
<i>Anthus campestris</i>	Brachpieper
Bewohner fortgeschrittener Sukzessionsstadien (gebüschreich) bzw. Gewässern mit ausgeprägtem Pflanzenbewuchs	
<u>Heuschrecken</u>	
<i>Tettigonia cantans</i>	Zwitscherschrecke
<i>Tettigonia viridissima</i>	Grünes Heupferd
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	Strauschschrecke
<u>Libellen</u>	
<i>Erythromma viridulum</i>	Kl. Granatauge
<i>Coenagrion pulchellum</i>	Fledermaus-Azurjungfer
<i>Aeschna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer
<i>Lestes dryas</i>	Glänzende Binsenjungfer
<i>Pyrrosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle
<u>Amphibien</u>	
<i>Rana "esculenta"</i>	"Wasserfrosch"
<i>Triturus vulgaris</i>	Teichmolch
<u>Vögel</u>	
<i>Phylloscopus spec.</i>	Laubsänger
<i>Sylvia communis</i>	Dorngrasmücke

zwecken ausgebrachten Gesamtstickstoffs - SRU 1985). Eine andere Quelle ist die bewußte Düngung zu fischereilichen Zwecken (s. auch Kap.2.3.2, S. 107). Dies kann sich im Extremfall in Algenblüten, Sauerstoffschwund und Anreicherung des Tiefenwassers mit Schwefelwasserstoff, Methanbildung bis hin zu Fischsterben äußern (KRAFT 1984).

Die Auswirkungen der Düngung fallen um so mehr ins Gewicht, je geringer das Wasservolumen im Verhältnis zu seiner Oberfläche ist. Oder anders ausgedrückt: je tiefer der See, um so resistenter ist er gegenüber den genannten Schadfaktoren. Als kritische Wassertiefe müssen nach Untersuchungen von GLÄNZER (1972, zit. in KRAFT 1984) etwa 10 m angenommen werden. Dabei ist gewährleistet, daß sich während der Winter- und besonders während der Sommermonate eine Sprungschicht ausbilden kann. Sie verhindert eine Umwälzung des Wassers und damit, "daß die mikrobiellen Abbauvorgänge aufgrund der höheren Wassertemperatur [auch in der Tiefenzone - Anm. d. Verf.] rascher ablaufen" (KRAFT 1984). Im gegenteiligen Fall - ohne Sprungschicht - "tritt im Verein mit der instabilen Schichtung eine schnellere und stärkere Rückdüngung der trophogenen Zone des Wassers durch Freisetzen und Hochspülen von Nährstoffen aus dem Sediment ein" (KRAFT 1984).

2.3.2 Beeinflussung durch fischereiwirtschaftliche Aktivitäten

Steinbrüche, in denen sich dauerhafte Seen bilden, sind verständlicherweise ein Anziehungspunkt für Angelsportvereine und private Fischzüchter. Neben der Beunruhigung vor allem störungsempfindlicher Arten, beeinflußt die Tätigkeit der Angler/Fischzüchter das Steinbruchgewässer in direkter Weise:

- Durch das Einsetzen von Fischen (neben "Friedfischen" wie Karpfen auch "Raubfische" wie Hecht und Barsch) wird die potentielle Eignung eines Steinbruchsees für Amphibien, bedingt durch die erhöhte Mortalität von Amphibienlaich und -larven, durch Fischfraß herabgesetzt. **Bedeutsam in diesem Zusammenhang ist, daß nicht nur sogenannte "Raubfische" wie Hecht, Forelle und Barsch den Amphibiennachwuchs dezimieren, sondern auch Karpfen und Schleie (JAKOBUS 1986).** Von der Prädation durch Fische ausgenommen ist nach Untersuchungen von JAKOBUS nur die Erdkröte, die von allen Fischarten gemieden wird.
- Der Einsatz von Fischen erfordert meist eine Reihe von vorbereitenden oder regelmäßig wiederkehrenden Maßnahmen: Kalkung und Düngung der Gewässer müssen vor allem dann durchgeführt werden, wenn der pH-Wert für Fische zu niedrig ist (z.B. Seen in Granitbrüchen) und nur ein geringes Nährstoffangebot vorhanden ist. Damit verändern sich mit dem Wasserchemismus auch die oligotrophen zugunsten meso- (bis eu-) tropher Verhältnisse.

2.3.3 Störung und Beeinflussung durch Freizeitaktivitäten

Auch vermeintlich praktikierbare Mehrfachnutzungen (Naturschutz und extensive Erholung u.ä.) werfen Probleme auf: Gerade in kleineren Brüchen gehen Kompromißlösungen - also die Etablierung zweier oder mehrerer Nachnutzungsvarianten - häufig auf Kosten des Erfüllungsgrades der Funktion Naturschutz. Dazu FELDMANN (1987): "In kleinsten, reich strukturierten Abgrabungen [...] sind nach allen vorliegenden Erfahrungen zusätzliche Nutzungen auszuschließen, wenn man den Schutzzweck nicht verfehlen will. Erst in Abgrabungen über 100ha sieht REICHHOLF (1975) eine Mehrfachnutzung für tolerierbar an, wenn eine zeitliche [...] und räumliche Trennung [...] der Funktionen möglich ist" (ebd.)

(1) Auswirkungen auf die Pflanzenwelt

An attraktiven Steinbruchgewässern - besonders in Granitbrüchen des Bayerischen Waldes und des Fichtelgebirges - herrscht oft ein reger Bade- und Freizeitbetrieb. Nicht selten hinterläßt dies tiefe Spuren - auch im wörtlichen Sinn -, was sich dahingehend auswirken kann, daß die häufig an sich schon recht spärliche Ufervegetation zerstört wird. Doch nicht nur der Badebetrieb schädigt Flora und Vegetation: Auch Freizeitaktivitäten wie Motocross oder Mountain-Biking können die Vegetationsentwicklung stören oder die Pflanzen beschädigen. Ähnliche Auswirkungen haben Grill- und Spielplätze.

Durch das Klettern wird zwar vornehmlich die Tierwelt beeinflußt (s.u.), doch impliziert die Kletterpraxis auch, daß Griffe und Tritte (Ritzen, Simse und Fugen in der Felswand) regelmäßig von Vegetation und Humus "gereinigt" werden, um einen sicheren Halt zu gewährleisten. Betroffen sind vor allem Arten der Klasse SEDO-SCLERANTHETEA, die als Spezialisten diese flachgründigen Extremstandorte besiedeln.

Bei der Einrichtung von Anlagen für die intensive Erholungsnutzung in Steinbrüchen (Hundeübungsplatz, Schießanlage etc.) summieren sich die negativen Auswirkungen für den Natur- und Artenschutz: sie äußern sich in Überbauung und Planierung sowie mehr oder minder regelmäßigen Störungen durch den Erholungsbetrieb.

(2) Auswirkungen auf die Tierwelt

Die Tiergruppen reagieren unterschiedlich auf Störungen; während bei den Wirbellosen die Einflüsse von Freizeitaktivitäten vermutlich nur eine untergeordnete Rolle spielen, wirken sie sich bei den Wirbeltieren wesentlich stärker aus. Bezüglich der Einflüsse auf die Vogelwelt existieren detaillierte Untersuchungen.

Häufig kommt es nicht auf den Umfang der Störungen an, sondern nur auf die Tatsache, daß sie überhaupt stattfinden. Für empfindliche Arten ist daher die Quantität der Störung (ob 1 oder 10 Kletterer) irrelevant, sie reagieren auf die Störung als Qualität an sich (vgl. REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM 1982). Die Etablierung von Einrichtungen

für die intensive Erholungsnutzung (s.o.) und der Schutz störungsempfindlicher Tierarten schließen sich daher aus. Störungen können sich verschieden manifestieren:

- direkte Zerstörung von Gelegen (Flußregenpfeifer);
- dauerhafte Vertreibung störungsempfindlicher Arten aus den betroffenen Flächen;
- zeitweise Vertreibung, die während der Brut den Erfolg des Brutgeschäftes in Frage stellen kann;
- Verminderung der Nahrungsgrundlage.

Viele Arten - vor allem Felsbrüter wie der Uhu, Wanderfalke und Dohle, aber auch der Flußregenpfeifer - dulden u.U. einen regulären Steinbruchbetrieb, sofern der Brutplatz nicht unmittelbar betroffen ist (SCHERZINGER 1987, TRAUTNER & BRUNS 1988, HEPP 1982). Dabei spielt der Gewöhnungseffekt an permanente Störungen eine entscheidende Rolle. Nicht auszuschließen ist, daß für manche Ereignisse - wie beispielsweise das Geräusch einer Sprengung - kein "Feindbild" existiert. Sie reagieren allerdings äußerst empfindlich auf das Betreten (oder Beklettern) des von ihnen beanspruchten Bereichs, wobei unterschiedliche Fluchtdistanzen bestehen. Klettersteige oder Freikletterer in der Wand machen diese weit über den eigentlichen Kletterbereich hinaus für empfindliche Arten unbewohnbar oder stellen den Bruterfolg in Frage. Häufige Störungen führen auch beim Flußregenpfeifer zur Aufgabe des Geleges (HÖLZINGER 1987). Eine Nachbrut wird nach einem Mißerfolg meistens nicht mehr versucht. Selbst "harmlose" Tätigkeiten im Rahmen der extensiven Erholung, wie Wandern oder Naturbeobachtung, die sich (meist) nicht unmittelbar im Brutbereich abspielen, werden von empfindlichen Arten nicht toleriert (SCHERZINGER 1987).

Wie stark, ja entscheidend sich selbst anscheinend geringe Störungsursachen auswirken können, wurde von REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM (1982) am Beispiel von Entenbrutbeständen am Inn hinreichend dokumentiert: Ein bis zwei Angler am Tag verursachten den Rückgang des Brutbestandes um 90%, wobei seltenere Arten am empfindlichsten reagierten. Auch von anderen Tiergruppen, beispielsweise Reptilien, ist bekannt, daß sie bei Überschreiten einer gewissen Störungsfrequenz, die allein durch Spaziergänger gegeben sein kann, Habitate aufgeben (BLAB 1982, zit. in HÖLZINGER 1987).

Durch die Entfernung von Pflanzen von Felsbändern und Fugen (s. voriges Kapitel) wird das Nahrungsangebot für Spezialisten (Schmetterlinge, Hautflügler u.a.) geschmälert. Darüber, wie schwerwiegend diese Eingriffe sind, lassen sich aufgrund mangelnder Untersuchungen keine Aussagen machen.

2.3.4 Beeinflussung durch Manövertätigkeit

In einigen Steinbrüchen könnte Manövertätigkeit zu nachhaltigen Schäden führen. WEBER (1990) berichtet von der Gefährdung und Beunruhigung der

Tier- und Pflanzenwelt des Steinbruchs am Eichelberg - ein geschützter Landschaftsbestandteil - durch Manöverinsätze amerikanischer Truppen.

2.4 Pufferung

Während der letzten Jahre erfreute sich der Begriff der "Pufferung" einer immer stärker werdenden Beliebtheit im Naturschutz. Kaum ein Pflege- und Entwicklungsplan, der heutzutage nicht einen Pufferstreifen oder ähnliches um die zu schützenden Flächen vorschlägt! Es war die Reaktion auf die Erkenntnis, daß Störeinflüsse nicht an der Grenze zum Naturschutzgebiet oder zu sonstigen schutzwürdigen Flächen haltmachen, sondern diese teilweise bis weit jenseits der Grenzen beeinflussen und beeinträchtigen können. Im Unterschied zu Störungen, die eine Fläche unmittelbar beeinträchtigen (Kap.2.3, S. 105) handelt es sich um randliche Einflüsse und Beeinträchtigungen, die von angrenzenden Flächen ausgehen. In den meisten Fällen geschieht die Beeinträchtigung der Nachbarflächen unbeabsichtigt bzw. stellt einen unerwünschten Nebeneffekt dar.

Traditionell sind es vor allem stoffliche Einträge, verursacht etwa durch Dünger, Herbizide oder Pestizide, die als unerwünscht deklariert werden. Die Definition der Störeinflüsse wird im folgenden jedoch auch auf immaterielle Beeinträchtigungen erweitert, wie sie z.B. durch Erholungssuchende auf Kontaktflächen verursacht werden können. Der Einfachheit halber wird im folgenden der Begriff "Beeinträchtigung" sowohl für materielle als auch immaterielle negative Einflüsse verwendet; Flächen, von denen die Beeinträchtigungen ausgehen, werden im folgenden "Kontaktflächen" genannt, Flächen, die weitgehend frei von Beeinträchtigungen gehalten werden sollen, werden "Schutzareal" genannt.

Die (Schad-) Wirkung von Beeinträchtigungen ist das Produkt mehrerer Faktoren, die einerseits im Störgegenstand selbst begründet liegen können, andererseits von Eigenschaften des beeinflussten Gebiets abhängig sind.

- Zeitliche Dauer der Beeinträchtigung/anhaltende Wirkung der Beeinträchtigung. In der Regel sind die Auswirkungen von Beeinträchtigungen um so gravierender, je häufiger oder je länger eine Beeinträchtigung anhält. Allerdings gibt es einige bemerkenswerte Ausnahmen: Manche Tierarten können sich schnell an regelmäßige wiederkehrende Beeinträchtigungen gewöhnen. Von Uhu und Wanderfalke ist bekannt, daß sie u.U. Sprengungen auch nahe am Horst dulden können.
- Konzentration/Intensität der Beeinträchtigung und Konzentrationsgefälle. In der Regel sind die Auswirkungen von Beeinträchtigungen um so gravierender, je stärker die stoffliche Konzentration des Störmaterials ist und je kürzer die Wege zwischen Kontaktfläche und Schutzareal sind.

- Empfindlichkeit. Je höher das Konzentrationsgefälle zwischen Kontaktfläche und Schutzareal ist, desto "empfindlicher" reagiert i.d.R. das Schutzareal auf den Eintrag. Die Auswirkung eines Düngereintrags in nährstoffarme Bereiche wird stärkere Veränderungen nach sich ziehen als ein Düngereintrag in eine an sich schon nährstoffreiche Fläche.
- Verhältnis von Fläche zu Randlinie. Schutzareale mit ungünstigem Flächen/Randlinien-Verhältnis bieten mehr potentielle "Angriffsfläche" für Beeinträchtigungen als Schutzareale mit einem günstigen Verhältnis. Dabei gilt, daß die Verhältnisse um so günstiger sind, je größer eine Fläche ist und je mehr sie sich der Kreisform annähert. Sie sind um so ungünstiger, je kleiner eine Fläche ist und je stärker linear oder verästelt ihre Form ist.

Welche Vorgänge sind in bezug auf die Steinbrüche als Beeinträchtigungen aufzufassen? Die Verbreitung von Schadstoffen durch das Grundwasser kann in Steinbrüchen fast völlig ausgeschlossen werden, da nur in seltenen Ausnahmefällen der Grundwasserhorizont durch Steinbrüche angeschnitten wird. Tritt dies doch ein, ist eher eine Verunreinigung durch den Steinbruch (-betrieb) als eine Beeinträchtigung des Geländes zu befürchten.

Größere Bedeutung kommt dagegen den Einwehungen und oberflächigen Einschwemmungen zu. Einwehung von Pestiziden und Dünger sind vor allem dort zu befürchten, wo Steinbruchareal und Ackerflächen ohne trennende Strukturen aneinandergrenzen und die Ausbringung der Substanzen "in hohem Bogen" erfolgt. Für die Verfrachtung des Materials kann schon ein leichter Wind sorgen. Bei der Einschwemmung ist es vor allem humusreiches Material, das von der Steinbruchkante durch Erosionsvorgänge eingewaschen werden kann. Auch unerwünschte Neugier oder Freizeitaktivitäten im direkten Umfeld des Steinbruchs müssen als Beeinträchtigungen aufgefaßt werden, insbesondere dann, wenn sich störungsempfindliche Arten im Steinbruch befinden oder an einer Besiedlung desselben gehindert werden könnten.

Im weiteren Sinn sind es jedoch nicht nur aktive, anthropogen induzierte Vorgänge, die zu unerwünschten Effekten führen können. Randliche Beeinträchtigungen i.w.S. können auch durch natürliche Vorgänge zustandekommen, etwa dann, wenn Steinbruchflächen, die mit dem Ziel der Förderung xerothermophiler Arten offengehalten werden sollen, durch (aufkommende) Gehölze am Steinbruchrand beschattet werden (wie dies in zahlreichen kleinen Keupersandsteinbrüchen bereits der Fall ist).

Eine Abpufferung schützenswerter Flächen ist um so wichtiger, je größer die Empfindlichkeit des Schutzareals ist und je höher das Konzentrationsgefälle und damit steiler der Gradient ist. Die Bedeutung von Pufferzonen steigt auch mit Verschlechterung des Randlinien/Flächengröße-Verhältnisses an: Kleine Flächen sind aufgrund einer im Verhältnis längeren Randlinie stärker den Einflüssen aus der

Umgebung ausgesetzt als große Flächen. Je nach Art der Beeinträchtigung bieten sich unterschiedliche Möglichkeiten an, diese auszuschalten oder zu minimieren:

- Vergrößerung der Distanz zwischen Schutzareal und Kontaktfläche bzw. Verkürzung/Minimierung der gemeinsamen Grenzlinien zwischen Kontaktfläche und Schutzareal. Dies kann meist aufgrund der Tatsache, daß zu wenig Fläche zur Verfügung steht (der Steinbruchbetreiber müßte zusätzlich Randflächen aufkaufen oder anpachten, dürfte diese aber nicht ausbeuten), nicht durchgeführt werden. Insgesamt ist jedoch das Konzept "Pufferung durch Abstand" v.a. in bezug auf stoffliche Einträge als effektiv zu bewerten.
- Bau- oder Pflanzmaßnahmen, die geeignet sind, Beeinträchtigungen abzupuffern. Mehrstufige, mehrreihige Pflanzungen können die Beeinträchtigungen, die durch Einwehungen zustande kommen, bis zu einem gewissen Grad abfangen. Eine - wenn auch eingeschränkte - Wirksamkeit ist ihnen bei der Abpufferung von Störungen durch Besucher zu attestieren. (Ist die "Einblicknahme" in den Steinbruch bereits im Vorfeld ausgeschaltet, fallen die optischen Reize, die die Neugier anstacheln, weitgehend aus. Ein beschwerlicher Zugang kann zudem die Motivation, ein Gelände zu erkunden, entscheidend vermindern). Wälle aus aufgeschobenem Oberbodenmaterial, wie sie als Resultat des Immissionsschutzes anzutreffen sind (s.u.), erfüllen ähnliche Funktionen, passen sich meist jedoch nicht in das Landschaftsbild ein. Stabile Zäune, die Neugierige vom Betreten des Geländes abhalten sollen, erfüllen diesen Zweck nur begrenzt, da sie zum einen nicht selten zum Ziel der Zerstörungswut werden, zum anderen das Deckungsbedürfnis störungsempfindlicher Arten nicht erfüllen können. Neben den geschilderten funktionalen Mängeln sind außerdem Zäune in bezug auf das Erscheinungsbild meist als unbefriedigend einzustufen.
- Managementmaßnahmen an der Steinbruchoberkante. Gegen Einwaschung von humusreichem Material kann bis zu einem gewissen Grad das frühzeitige Abschieben des Oberbodens oberhalb der Steinbruchkante "helfen". Randlichen Beeinträchtigungen i.w.S., wie sie durch natürliche Vorgänge zustande kommen können (etwa dann, wenn Steinbruchflächen, die mit dem Ziel der Förderung xerothermophiler Arten offengehalten werden sollen, durch Gehölze am Steinbruchrand beschattet werden), kann durch entsprechendes Management (Entbuschung etc.) effektiv begegnet werden.

Aus der Praxis sind z.Zt. keine Maßnahmen bekannt, die die Abpufferung von Steinbruchstandorten gegen unerwünschte Einflüsse von außen zum Ziel haben. Durchgängig praktiziert werden jedoch während des Steinbruchbetriebs Maßnahmen des Immissionsschutzes. Sie äußern sich in Abpflanzungen, im Aufschieben des Oberbodens zu Wällen

sowie im Einzäunen des Areals. Als Möglichkeiten der Abpufferung unerwünschter Einflüsse von außen nach Aufgabe des Abbaubetriebes sind sie nur bedingt geeignet.

2.5 Vernetzung und Verbund

Mehr noch als der Begriff der "Pufferung" (Kap.2.4, S. 108) sind die Begriffe "Vernetzung" und "Verbund" von Biotopen zu Schlagwörtern geworden. Beide Begriffe werden fälschlicherweise synonym verwendet. Daher scheint es notwendig, eine klare Definition beider Begriffe an den Anfang des Kapitels zu stellen, die der Arbeit von HEYDEMANN (1988) entlehnt ist:

- **Verbund** ist der flächenhafte oder räumliche Kontakt von Lebensräumen, die miteinander sowohl in Längs- wie in Querrichtung in Beziehung stehen können (vgl. auch JEDICKE 1990). 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.
- Der Begriff **Vernetzung** beschreibt hingegen funktionale Bezugssysteme zwischen pflanzlichen und tierischen Organismen, ein Beziehungsgeflecht, dessen Gestaltung auf den autoökologischen und synökologischen Potenzen der Teilnehmer beruht. Die Beziehungsgeflechte haben sich im Lauf der Koevolution herausgebildet und sind weitgehend vordeterminiert, wie z.B. blütenökologische Beziehungen zwischen Pflanzen- und Insektenarten, Beute-Räuber-Beziehungen, Wirt-Parasit-Verhältnis, Art und Weise von Nischenbesetzung usw. Eine **direkte Vernetzung** erfolgt dann, wenn zwei Organismen direkt miteinander in Verbindung treten. Eine **indirekte Vernetzung** liegt vor, wenn zwei Organismen mittelbar über einen dritten Organismus miteinander in Beziehung stehen.

Die **Vernetzung** kann also - im Gegensatz zum **Verbund** - kein Gegenstand der Planung sein. Durch den **Verbund** läßt sich jedoch das **Vernetzungspotential** zwischen zwei Ökosystemen/Biotopen realisieren. Bei einer identischen Form des Verbundes vernetzen sich ökologisch verwandte Biotoptypen viel stärker miteinander als ökologisch ungleichartige Biotoptypen. Eine maximale Vernetzung kann also - zumindest theoretisch - dann erreicht werden, wenn zwei gleichartige Biotope direkt miteinander verbunden werden (z.B. Kalkmagerrasen und aufgelassener Kalkbruch). Je verschiedener die Biotoptypen sind, desto geringer ist das Vernetzungspotential, das verwirklicht werden kann, selbst wenn zwischen beiden ein direkter Verbund hergestellt wird (z.B. Maisacker und Steinbruch). Jede vernünftige Naturschutzstrategie muß daher auf den Verbund von Biotoptypen mit hohem Vernetzungspotential (= ökologisch verwandte Biotoptypen) abzielen (nach QUINGER 1992).

Sinn eines Biotopverbundes ist es einerseits, räumlich getrennte Teilhabitate einer Tierart (Winter-, Sommerlebensraum etc.) zu einem "Gesamthabitat" zu verbinden, andererseits, einen Genaustausch mit anderen Populationen zu ermöglichen. Auswirkungen der Isolation bzw. mangelnden Verbundes sind u.a. die erhöhte endogene Aussterbewahrscheinlichkeit durch genetische Drift (Inzucht, Abnahme genetischer Varianz) sowie die Verringerung der Artenzahl im Verlauf der "Relaxation".

2.5.1 Die "Inseltheorie" und ihre Relevanz für Steinbrüche

McARTHUR und WILSON entwickelten die "Inseltheorie" bei der Betrachtung von Inseln, die durch unterschiedlich große Wasserflächen voneinander isoliert waren. Aus der Annahme heraus, daß es auch auf dem Festland Situationen gibt, in denen einzelne Bereiche isoliert inmitten völlig andersartiger Kontaktflächen eingebettet sind, hat sich in Anlehnung an das von McARTHUR und WILSON geprägte Bild der Begriff der "Habitatinsel" herausgebildet. Ähnlich wie auf einer "echten" Insel vollziehen sich dieselben Gesetzmäßigkeiten in bezug auf das Populationsgeschehen auch auf einer "Habitatinsel". Bei vielen der heute als schutzwürdig geltenden Biotope handelt es sich um (extensiv genutzte) inselartige Restvorkommen inmitten einer land- oder forstwirtschaftlich genutzten Umgebung. In vieler Hinsicht trifft dies auch auf die Situation von Steinbrüchen zu.

Kurz die wichtigsten Hypothesen der Inseltheorie:

- 1) Auf Inseln besteht ein Gleichgewicht zwischen der Zahl der neu einwandernden und der aussterbenden Arten (Turnover). Bei neu zu besiedelnden Inseln liegt die Einwanderungsrate so lange höher wie die Aussterberate, bis ein Gleichgewicht erreicht wird.
- 2) Die Flächengröße einer Insel steht in direktem Verhältnis zu ihrer Artenzahl (Arten-Areal-Beziehung).
- 3) Die Einwanderungsrate hängt von der Größe und Entfernung der Besiedelungsquelle ab, womit der nächstliegende, ähnlich geartete Lebensraum gemeint ist.
- 4) Selbst kleine Inseln können Austauschprozesse erheblich verstärken, indem sie einen vorübergehenden Aufenthalt von Arten erlauben, ohne unbedingt als Dauerlebensraum geeignet zu sein (Trittstein-Effekt).

Die folgenden Kapitel beschäftigen sich mit der Übertragbarkeit dieser Hypothesen auf die Situation, wie sie sich in Steinbrüchen darstellt. Die Hypothesen 1 und 2 finden Eingang in das [Kapitel 2.5.1.1](#) (S. 110) bzw. [2.5.1.2](#) (S. 111) Hypothese 3 in das [Kapitel 2.5.1.3](#) (S. 112). Für die Hypothese 4 liegen keine steinbruchspezifischen Daten vor.

2.5.1.1 Turnover

In Steinbrüchen (als meist erst vor kurzer Zeit geschaffenen Habitatinseln) herrscht i.d.R. noch kein

Gleichgewichtszustand zwischen Einwanderungs- und Aussterbeprozessen. Die Einwanderungsrate überwiegt die Aussterberate.

Anders liegen die Verhältnisse bei älteren Steinbruchstandorten. Dort lassen sich nicht selten im Vergleich zur Umgebung überdurchschnittlich hohe Artenzahlen pro Flächeneinheit feststellen (vgl. KUGLER 1989, SACHTELEBEN 1990 mdl., WARTNER 1983, Kap.1.8.1.1 und 1.8.1.2.) Zwei Erklärungen sind denkbar:

- Überdurchschnittlich artenreiche Steinbrüche finden sich nicht selten in Arealen, in denen eine Intensivierung der Nutzung der Steinbruchumgebung stattgefunden hat. Für dieses Phänomen bietet sich eine plausible Erklärung an, die sich ebenfalls an die Inseltheorie anlehnt: Bei einer Verkleinerung einer Habitatsinsel (z.B. durch Intensivierung der Nutzung) finden sich auf der verbliebenen Restfläche mehr Arten, als aufgrund ihrer Größe zu erwarten wäre (Rückzugsfläche). Auf das Beispiel der Steinbrüche übertragen: Werden extensiv genutzte Bereiche im Umfeld der Steinbrüche zerstört oder/und intensiver genutzt, sind auf den verbliebenen extensiv genutzten Flächen (d.h. auch aufgelassenen Steinbrüchen) mehr Arten zu finden, als aufgrund deren Flächengröße vermutet werden könnte. **Die Gesellschaft befindet sich in diesem Stadium jedoch nicht in einem Gleichgewicht.** "Durch das sukzessive Aussterben von Arten nähert sie sich dem der aktuellen Flächengröße entsprechenden neuen Gleichgewicht an" (PLACHTER 1984). Letztlich kann dies bedeuten, daß sich bei Arten, die heute noch ein Rückzugsgebiet in Steinbrüchen gefunden haben, das Aussterben nur verzögern, nicht jedoch verhindern läßt. Obwohl dieser etwas euphemistisch als "Entspannung" (Relaxation) bezeichnete Vorgang u.U. über längere Zeit hinweg abläuft,

bedeutet dies, daß die Unterschutzstellung von Steinbrüchen ohne Berücksichtigung ihres Umfeldes auf lange Sicht nicht zum gewünschten (Schutz-) Ziel führen kann.

- Zwischen der "Habitatsinsel" Steinbruch und seiner Umgebung (auch, wenn diese intensiv genutzt ist) herrscht keine absolute Isolierung, wie dies beim Übergang Meer/Insel der Fall ist. Eine Infiltrierung des Steinbruchs mit Arten aus Biotopen auch mit geringer ökologischer Ähnlichkeit ist daher möglich.

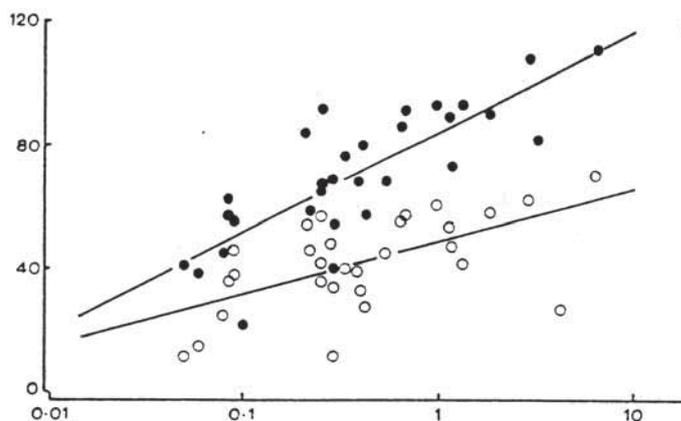
2.5.1.2 Flächengröße

Mit den in Kapitel 2.5.1.1 (S. 110) aufgeführten Einschränkungen, die sich in in erster Linie aus der Tatsache ergeben, daß sich in Steinbrüchen häufig noch kein Populations-Gleichgewicht eingestellt hat, sind Aspekte der Arten-Areal-Beziehungen auch auf Steinbrüche übertragbar.

(1) Bedeutung der Flächengröße für Pflanzen

Englische Untersuchungen (in JEFFERSON & USHER 1986) bestätigen, daß Arten-Arealbeziehungen auch in Steinbrüchen wirksam sind, d.h. daß mit zunehmender Größe der Brüche die Anzahl der Pflanzenarten zunimmt (Abb.2/3, S. 111). In den untersuchten Kalkbrüchen läßt sich dies nicht nur für die Gesamtzahl aller vorgefundenen Arten erhärten, sondern auch bezogen auf die Arten der Kalkmagerrasen und Kalktriften.

(Die in den englischen Steinbrüchen - im Vergleich zu den Kalkbrüchen Bayerns - niedrigeren Artenzahlen lassen sich durch das Fehlen und Zurücktreten kontinentaler und mediterraner Florenelemente erklären).



- Ordinate: Artenzahl
 Abszisse: Flächengröße in ha (logarithmische Darstellung)
 Punkte: Arten-Arealkurve für alle Arten
 Kreise: Arten-Arealkurve für Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Kalkmagerrasen

Abbildung 2/3

Arten-Areal-Beziehungen in englischen Kalkbrüchen (JEFFERSON & USHER 1986: 79)

Tabelle 2/4

Flächenansprüche einiger Arten für die Etablierung einer stabilen Population (nach DRACHENFELS 1983)

Artengruppe	Flächengröße
<u>Reptilien</u>	
Schlingnatter	4 ha
Zauneidechse	1 ha
<u>Amphibien</u>	
wenig vagile Arten	0,1 ha
vagile Arten	20 - 50 ha
sehr vagile Arten	200 - 1200 ha
<u>Heuschrecken</u>	50 ha
<u>Zikaden</u>	1 ha
<u>Laufkäfer</u>	3 ha
<u>Schmetterlinge</u>	
<i>Parnassius apollo</i>	3 ha
<i>Iphiclides podalirius</i>	50 ha

Unterschreitet eine Habitatsinsel die von einer Art benötigte Mindestgröße, die für den Aufbau einer Population notwendig ist, so kann sich keine stabile Lebensgemeinschaft etablieren. Die entsprechende Fläche kann jedoch als Trittstein-Biotop fungieren. Höhere oder sehr hohe Vagilität einer Art führt dagegen i.d.R. dazu, daß der Steinbruch nur Habitat-Teilfunktionen - in räumlicher oder zeitlicher Hinsicht - erfüllt (Uhu, Flußregenpfeifer). Für die letztgenannte Gruppe spielt nicht die reine Flächenausdehnung die entscheidende Rolle bei der Akzeptanz des Steinbruchs, sondern der Erfüllungsgrad von Teilansprüchen durch bestimmte Steinbruchstrukturen (z.B. Steilwand).

Arten-Arealbeziehungen sind für Vögel hinreichend dokumentiert, doch inzwischen liegen auch Untersuchungen zu Libellen vor (BRÄU 1990). "Es zeigt sich, daß die Artenzahl bei den kleinsten Untersuchungsgewässern (bis 150m²) weniger als sieben beträgt, in einem Größenbereich zwischen 200 und 500m² sich aber bereits durchschnittlich um zehn bewegt. Die sinnvolle Flächengröße setzt [...] bei einer Größe von ca. 1.600m²" ein (s. Abb. 2/4, S. 112).

(2) Bedeutung der Flächengröße für Tiere

Die Ansprüche an die Mindestgröße des Habitats sind von Art zu Art verschieden (s. Tab.2/4). In manchen Fällen kann der Steinbruch - obwohl nur von geringer Flächengröße - sämtliche Biotopansprüche einer Art abdecken. Dann entspricht der Steinbruch dem Jahreslebensraum (Beispiel: Geburtshelferkröte). Dabei kommt dem Erfüllungsgrad der Habitat-Ansprüche durch den Steinbruch eine um so höhere Bedeutung zu, je geringer die Vagilität einer Art ist. Je näher der Standort am möglichen Optimum liegt, desto geringer sind die benötigten Mindest-Areale. Auch das Minimum-Areal einer Reihe von Insektenarten kann durch einzelne Steinbrüche abgedeckt werden.

Bei der Frage nach dem benötigten Minimum-Areal ist jedoch Vorsicht geboten: Es ist zu berücksichtigen, daß Arten mit ausgeprägten Populationschwankungen (z.B. Heuschrecken, Schmetterlinge) in ungünstigen Jahren vom "Populationsüberschuß" günstiger Jahre zehren; der Ermittlung der Flächenansprüche sollten daher die Werte der Optimaljahre zugrunde gelegt werden (DRACHENFELS 1983).

2.5.1.3 Entfernung

Der Begriff "Verinselung" kann nicht für sich allein stehen. Er braucht ein Bezugsobjekt, eine Pflanzen- oder Tierart, auf die er angewandt wird. Der **Isolationsgrad** von Habitatsinseln ist keine feste Größe; er ist im wesentlichen von der Mobilität/ Vagilität der betrachteten Art, von der zurückzulegenden Entfernung zwischen zwei Habitatsinseln, daneben auch von der Lebensfeindlichkeit der Umgebung abhängig (MALTZ 1984). Der Austausch von Tier- und Pflanzenarten zwischen zwei Habitatsinseln ist i.d.R. um so besser möglich, je geringer die Entfernung zwischen beiden ist.

(1) Bedeutung der Entfernung für Pflanzen

JEFFERSON & USHER (1986) untersuchten, ob und in welchem Ausmaß die Distanz zwischen Primärstandort und Steinbruch für die Besiedelung mit primärstandortstypischen Arten ausschlaggebend ist. Untersuchungsobjekte waren Kalkbrüche, in denen die Anzahl der Halbtrockenrasenarten festgestellt wurde. Im nächsten Schritt wurde die kürzeste Entfernung zwischen Primärstandort und Steinbruch ermittelt (Abb.2/5, S. 113)

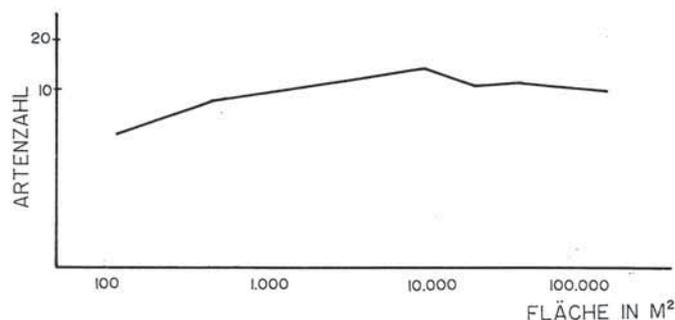
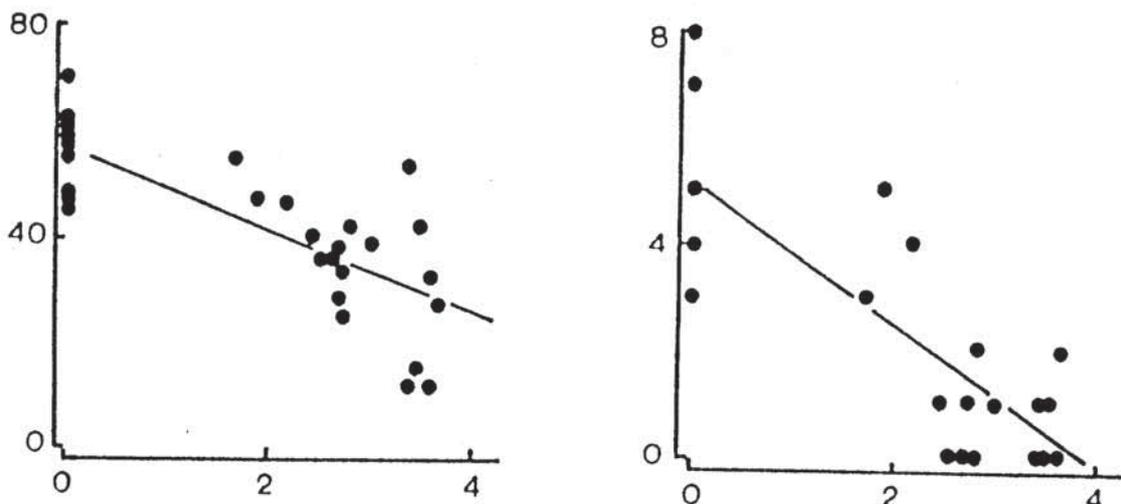


Abbildung 2/4

Arten-Areal-Beziehungen für Libellen
(aus BRÄU 1990, verändert)



Ordinate: Anzahl der Pflanzenarten

Abszisse: Entfernung zwischen der Probestelle im Steinbruch und dem angrenzenden Kalkmagerrasen in Metern (log)

linke Graphik: Pflanzen mit Verbreitungsschwerpunkt in Kalkmagerrasen

rechte Graphik: Pflanzen mit ausschließlichem Vorkommen in Kalkmagerrasen

Abbildung 2/5

Abhängigkeit zwischen Artenzahl und Entfernung vom nächstgelegenen Lieferbiotop (aus JEFFERSON & USHER 1986: 80)

Abb.2/5 (S. 113) zeigt, daß mit zunehmender Entfernung vom Primärstandort eine geringere Anzahl typischer Arten im Steinbruch anzutreffen ist. Ein Manko dieser Untersuchung ist allerdings, daß sie nicht ausweist, welcher Zeitraum für die Besiedelung der einzelnen Standorte zur Verfügung stand, so daß die Ergebnisse zwar im Sinne der Ausbreitungsbiologie interessant, für die Definition einer "kritischen Entfernung" zwischen Primär- und Sekundärstandort als Planungsinstrument allerdings zu indifferent sind. MALTZ (1984) kommt in seinen Studien in mittelenglischen Wäldern zu dem Ergebnis, daß für die Bodenflora von isolierten Waldstücken eine Entfernung von 800m als kritisch eingestuft werden muß. Inwiefern diese Distanzangabe auch für die vorliegende Fragestellung Gültigkeit hat, muß dahingestellt bleiben.

Weitere Beispiele, die die Bedeutung der Entfernung zwischen Liefer- und Empfängerbiotop verdeutlichen:

- Muschelkalkbrüche im Maintal, die oft in engem Kontakt zu Halb- und Trockenrasen stehen, weisen wesentlich mehr Arten der Trockenrasen auf als Steinbrüche, die zwar im Muschelkalk, jedoch außerhalb des Maintales liegen (MEIEROTT 1989, mdl.).
- Im Sandsteinkeuper zwischen Bamberg und Schweinfurt weisen diejenigen Steinbrüche eine hohe Hieracien-Vielfalt auf, die eng mit benachbarten Trockenstandorten verzahnt sind (MEIEROTT 1989, mdl.).
- Auch englische Untersuchungen bestätigen diese Beobachtungen: Einer der untersuchten Steinbrüche liegt inmitten zahlreicher halbnatürlicher,

extensiv genutzter Biotope. Er ist floristisch reichhaltig ausgestattet; es finden sich in ihm jedoch ausnahmslos Pflanzen, die bereits in der umgebenden Vegetation vorhanden sind. Ein anderer Steinbruch befindet sich dagegen inmitten ackerbaulich intensiv genutzten Landes und beherbergt nur sehr wenige, weit verbreitete Arten (HODGESON 1982).

Die Nähe eines geeigneten Lieferbiotops (Trockenrasen, Felsfluren etc.) zu dem zu besiedelnden Gelände und das Fehlen von Ausbreitungsbarrieren wirkt sich also positiv auf den Parameter "Besiedelungsgeschwindigkeit" und "Artenreichtum" aus. Mit KAULE läßt sich folgendes Resümee ziehen: "Sofern ehemalige Steinbrüche bekannte Fundorte seltener Arten sind, handelt es sich um sehr alte Biotope in der Nähe von Ausbreitungszentren, meist in direktem Kontakt zu ihnen" (KAULE 1986: 407).

Mehrere Steinbrüche scheinen dagegen diese These zu widerlegen, da sie Arten enthalten, die weder in der näheren noch in der weiteren Umgebung vorkommen. Als Erklärungsmöglichkeit hierfür bietet sich an, daß jene Arten inzwischen aus der Umgebung verschwunden sind (z.B. durch Intensivierung), eine Restpopulation hingegen im Steinbruch überleben konnte. Aus englischen Untersuchungen ist ein solcher Fall bekannt: Ein aufgelassener Kalksteinbruch in direkter Nachbarschaft zu einer beweideten Allmende beherbergt zahlreiche, auch seltene Arten, die inzwischen aus der brachgefallenen Allmende verschwunden sind (HODGESON 1982). In Nordbayern liefern die seltenen Flachbärlapparten *Diphysium alpinum*, *D. zeilleri*, *D. issleri*, *D. tristachyum* u.a. hierfür Beispiele. Sie kommen oft nur

in kleinen Populationsinseln in alten Kristallin- oder Sandsteinbrüchen vor, seitdem die einst durch Waldweide und Streunutzung aufgelichteten Umgebungswälder forstlich aufgewertet wurden (z.B. südliche Haßberge, Epprechtsstein/WUN).

Abb. 2/6 (S. 114) veranschaulicht die Abhängigkeit zwischen der Artenzahl des Liefer- und des Empfängerbiotops und dem Zeitpunkt der Einrichtung des Empfängerbiotops. Sie liefert den theoretischen Hintergrund für die von KAULE formulierten Aussagen und die von MEIEROTT und HODGESON beobachteten Phänomene.

(2) Bedeutung der Entfernung für Tiere

Steinbrüche können von potentiellen Lieferbiotopen so weit entfernt sein, daß "typische" Arten nicht mehr zuwandern können. HERMANN (1987) erläutert anhand seiner Untersuchungen in Steinbrüchen des Landkreises Böblingen (Baden-Württemberg): "daß in den hier untersuchten Sandsteinbrüchen kaum gefährdete Arten nachgewiesen wurden, hängt damit zusammen, daß in der weiteren Umgebung größere Sandbiotope fehlen, so daß typische 'Sandarten' nicht zuwandern konnten". Auch PLACHTER (1983) kommt zu dem Schluß, daß das Fehlen einiger in Abbaustellen zu erwartenden Arten nicht darauf zurückzuführen ist, daß die benötigten Standortbedingungen nicht gegeben sind, sondern darauf, daß die zu überwindenden Entfernungen zwischen dem nächsten Habitat und der Abbaustelle bereits zu groß sind. Das hat zur Folge, daß isolierte Abbaustellen nur noch von sehr vagilen Arten bzw. von euryöken Arten des umgebenden Gebietes (intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen, Wald) erreicht werden können.

Der Isolationsgrad von Steinbrüchen, die in ein intensiv landwirtschaftlich genutztes Umfeld eingebettet sind, kann also in bezug auf wenig vagile Arten vergleichbarer Standorte so hoch sein, daß eine Besiedelung nicht mehr möglich ist. Höhere oder sehr hohe Vagilität einer Art führt dagegen i.d.R. dazu, daß der Steinbruch nur Habitat-Teilfunktionen - in räumlicher oder zeitlicher Hinsicht erfüllt (Uhu, Flußregenpfeifer). Die Entfernung spielt für die letztgenannte Gruppe i.d.R. nicht die entscheidende Rolle bei der Besiedelung neuer Lebensräume.

Tabelle 2/5

Artspezifische Untersuchungen über die maximal überwindbare Entfernung zwischen zwei Habitatinseln (PLACHTER 1983, DRACHENFELS 1983, RIESS 1988)

Artengruppe	Entfernung
<u>Amphibien</u>	
wenig vagile Arten	100 m
vagile Arten	0,4 - 1 km
sehr vagile Arten	> 5 km
<u>Schnecken</u>	
	50 - 200 m
<u>Laufkäfer</u>	
flugfähig	15 - 30 km
flugunfähig, große Arten	1 km
flugunfähig, kleine Arten	50 - 200 m
<u>Hautflügler</u>	
Schlupfwespen	6 - 10 km
Bienen, Wespen, solitäre Arten	< 1 km
Bienen, Wespen, soziale Arten	7 - 10 km
<u>Heuschrecken</u>	
	1 - 2 km
<u>Schmetterlinge</u>	
	1 - 3 km

Für einige Artengruppen liegen experimentell überprüfte bzw. geschätzte Daten über die von ihnen überwindbare Entfernung zwischen zwei Habitaten vor (s. Tab.2/5, S. 114).

2.5.2 Die Eignung von Steinbrüchen als Verbund-Elemente

"Es ist das Anliegen der Verbundplanung schlechthin, den Verbund von solchen Biotoptypen zu verbessern, wiederherzustellen oder erst neu anzulegen, die untereinander ein hohes Vernetzungspotential aufweisen und sich im Artenaustausch sinnvoll ergänzen und nicht beeinträchtigen" (QUINGER 1992). Sinnvoller Verbund im Sinne des Artenschutzes kann also nur dort stattfinden, wo "Primär"stand-

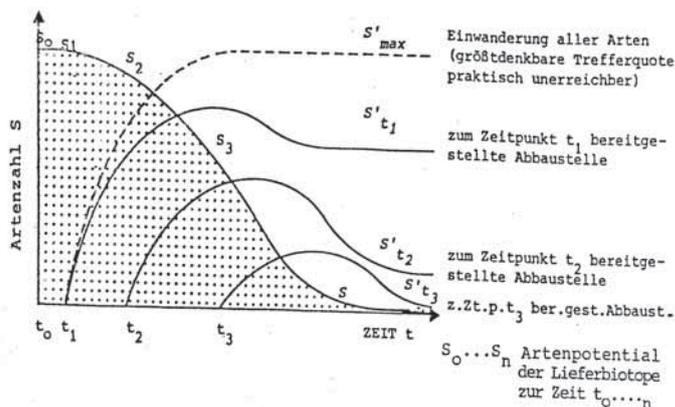


Abbildung 2/6

Abhängigkeit der Artenzahl des Empfängerbiotops vom Zeitpunkt seiner Einrichtung (nach RINGLER 1981)

ort und Verbundelement vergleichbare bzw. ähnliche Standortbedingungen aufweisen. Es gibt jedoch für Steinbrüche - außer der Nährstoffarmut - keinen gemeinsamen Nenner, der auf alle Standortfaktoren gleichermaßen zutrifft. Die Folgerung daraus: **Die Frage der Einbindung von Steinbrüchen in ein Verbundsystem kann nicht allgemeingültig, sondern muß aufgrund der verschiedenen Potentiale von Steinbrüchen unterschiedlichen Ausgangsgesteins naturraumspezifisch beantwortet werden.** Die Überlegung, welche Aufgaben Steinbrüche innerhalb eines Verbundsystems erfüllen können, dürfen daher nicht mit den Steinbrüchen als Mittelpunkt geschehen ("welche Biotop-Typen eignen sich zum Verbund mit Steinbrüchen"), sondern - anders herum - unter der Fragestellung, für welche Biotoptypen sich Steinbrüche als Verbund-Elemente eignen.

Für einige Naturräume läßt sich diese Frage verhältnismäßig einfach beantworten, weil genügend positive Beispiele dafür vorliegen. An erster Stelle genannt seien die seit längerem aufgelassenen Steinbrüche des Altmühltals, die durch ihr beeindruckendes Arteninventar sowohl bei der Pflanzen- als auch der Tierwelt den gelungenen Verbund und den hohen Vernetzungsgrad zu den Magerrasen der Umgebung dokumentieren. In den meisten Fällen ist ein direkter Kontakt zu diesen gegeben. Den Untersuchungen von KUGLER (1989) und SACHTELEBEN (1990 mdl.) zufolge kann dies auch für eine Reihe von Steinbrüchen der nördlichen Frankenalb gelten; im Landkreis Forchheim sind entsprechende Beispiele belegt. Die Eignung von trockenen Kalksteinbrüchen als Verbundelement zu benachbarten oder nahe gelegenen Kalkmagerrasen kann also als erwiesen betrachtet werden (vgl. auch QUINGER 1992). Auch für einzelne Arten haben sich Steinbrüche mit (ephemeren) Kleingewässern als z.T. effektive Verbundelemente erwiesen, beispielsweise für Gelbbauchunke, Kreuzkröte und Kammolch. Dies war selbst dort der Fall, wo keine direkt angrenzenden Lieferbiotope vorhanden waren. Diese Chance

konnten fast ausschließlich vagabundierende Arten bzw. Arten mit einer gewissen Vagilität nutzen.

Schwieriger wird die Frage, mit welchen "Primär"habitaten Steinbrüche dort in den Verbund treten sollen, wo kaum (noch) Lieferbiotope mit ähnlichen Standortvoraussetzungen in der Umgebung vorhanden sind. So können z.B. Steinbruchseen in Granitbrüchen nur unter erschwerten Voraussetzungen als Verbundelemente zu natürlichen Seen fungieren, weil die Naturräume Bayerischer Wald und Fichtelgebirge überaus arm an natürlichen stehenden Gewässern und damit an potentiellen Lieferbiotopen für die Steinbruchseen sind. In solchen Fällen müssen die Erwartungen, die sich mit einem Verbund verknüpfen, entsprechend niedriger angesetzt werden.

Es kann die Regel gelten, daß - soll der Verbund seine Aufgabe erfüllen - der räumliche Abstand zwischen Liefer- und Empfängerbiotop um so geringer sein muß, je kleiner die Verbindungsbiotope sind (und je geringer die Dichtewerte der vorhandenen Restpopulationen auf den Ausgangshabitaten sind - HEUSINGER in KAULE 1986). **Umgekehrt kann gefolgert werden, daß Liefer- und Empfängerbiotop um so größer sein müssen, je höher die Entfernung zwischen beiden ist.** Isolierte Abbaustellen können nur noch von sehr vagilen Arten bzw. von euryöken Arten des umgebenden Gebietes (landwirtschaftliche Flächen, Wald) erreicht werden. Bei kleinen Steinbrüchen inmitten einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Umgebung oder auch in ausgedehnten Wäldern ist also die Wahrscheinlichkeit, daß sich dort Arten aus Habitaten mit steinbruch-ähnlichen Standortbedingungen einfinden, demzufolge gering (vgl. PLACHTER 1983). Es ist daher durchweg fraglich, ob sich dort die Aufrechterhaltung und Pflege typischer Steinbruchstandorte "lohnt". Bei Steinbrüchen - selbst mit kleinster Flächenausdehnung - in direktem Verbund zu mehr oder minder offenen Extensivstandorten stellt sich dagegen diese Frage nicht (s.o.).

Titelbild: Reich strukturierter, stillgelegter (Kalk-) Werksteinbruch mit gegliederten Abbruchwänden, Schuttkegel und Aufschüttungen unterschiedlicher Körnung (westl. Solnhofen). Die Sukzession macht auf den Halden nur langsame Fortschritte.
(Foto: Sabine Gilcher)

**Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.17
Lebensraumtyp Steinbrüche**

ISBN 3-931175-05-7

Zitiervorschlag: Gilcher, S. (1995)
Lebensraumtyp Steinbrüche;- Landschaftspflegekonzept Bayern,
Band II.17 (Alpeninstitut GmbH, Bremen; Projektleiter A. Ringler);-
Hrsg.: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
(ANL), 176 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-Str. 42, 28211 Bremen, Tel. 0421/20326

Projektleitung: Alfred Ringler

Bearbeitung: Sabine Gilcher

Mitarbeit: Markus Bräu
Johannes Chr. Vogel

Redaktion: Detlef Roßmann, Sabine Arnold

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, Druck und Bindung: ANL
Druck auf Recyclingpapier (aus 100% Altpapier)