**Zeitschrift:** Botanica Helvetica

**Herausgeber:** Schweizerische Botanische Gesellschaft

**Band:** 112 (2002)

**Heft:** 1

**Artikel:** Pflanzenartenvielfalt und Stockausschlag von Sträuchern neun Jahre nach Entbuschung : eine Fallstudie zur Regeneration von Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern bei Schaffhausen (Nordschweiz)

**Autor:** Weber, Urs / Gigon, Andreas

**DOI:** https://doi.org/10.5169/seals-74013

**Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

**Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

**Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

**Download PDF:** 09.12.2025

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch**

Bot. Helv. 112/1 (2002): 13–24
0253-1453/02/010013-12 $ 1.50+0.20/0
© Birkhäuser Verlag, Basel, 2002
Botanica Helvetica

# Pflanzenartenvielfalt und Stockausschlag von Sträuchern neun Jahre nach Entbuschung – eine Fallstudie zur Regeneration von Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern bei Schaffhausen (Nordschweiz)

**Urs Weber[1] und Andreas Gigon[2]**

[1]Alte Stossstrasse 11, CH-9450 Altstätten
[2]Geobotanisches Institut ETH, Gladbachstrasse 114, CH-8044 Zürich

Manuskript angenommen am 30. Oktober 2001

## Abstract

Weber U. and Gigon A. 2002. Plant species richness and stump sprouting of shrubs nine years after shrub clearance – a case study in the regeneration of limestone grassland and open pine woodland near Schaffhausen (northern Switzerland). Bot. Helv. 112/1: 13–24.

After shrub clearance, in a previously mown limestone grassland and a *Pinus sylvestris* woodland both overgrown by scrub for about three decades, six plots of 48 to 63 $m^2$ were investigated. Annually regrowing shrubs were re-cut in five or six of the following nine winters. Vegetation relevés in the second and ninth summer after the first clearing showed that average species richness increased from 36 to 46 species per plot, especially in meadow species and in species growing in both dry meadows and woodlands. Four Red List species increased in constancy. In the course of the repeated shrub clearances, the length and number of the annual shrub sprouts decreased significantly. Lack of cutting slowed down the decrease in average annual sprout growth. Shrub cutting is an expensive management measure and for this reason, as well as ecological reasons, cutting section by section every two or three years in summer is recommended.

*Key words:* Shrub clearance, regeneration of limestone grassland, restoration of limestone grassland, open pine woodland, annual stump sprouting, Mesobrometum.

## Einleitung

Der Schaffhauser Randen wies bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts viele Trespen-Halbtrockenrasen auf, welche als traditionelle Heuwiesen einmal jährlich geschnitten wurden (Zoller 1954). Wie andernorts in Mitteleuropa (Böttcher et al. 1992, Hegg et al. 1993, Kollmann und Staub 1995) ist ein Grossteil von ihnen samt ihrer artenreichen Flora und Fauna verschwunden, sei es durch Intensivierung, Aufforstung, Überbauung

oder Verbrachung mit allmählicher Verbuschung (Surber et al. 1973, Delarze et al. 1999). Auch die blosse Verkleinerung der einzelnen, sachgemäss bewirtschafteten Rasen verursacht eine Abnahme der Artenzahl von Tieren und Pflanzen (Baur und Erhardt 1995, Fischer und Stöcklin 1997, Gigon 1999). So ist im Randen in den letzten hundert Jahren rund ein Drittel der Tagfalterarten ausgestorben; von 1920 bis 1990 sind in Teilgebieten rund 60% der Tagfalter viel seltener geworden oder verschwunden (Schiess und Schiess-Bühler 1997).

Der Tagfalterschwund im Randen ist auch auf Veränderungen im Wald zurückzuführen: Bis in die 1950er Jahre waren viele Wälder von Licht durchflutet, da die Bäume locker standen und ihr Unterwuchs genutzt wurde; der Übergang ins offene Feld war fliessend (Schiess-Bühler 1992). Mehrere gefährdete Tagfalterarten sind auf solch lockere Wälder und offene Mischlebensräume angewiesen (LA 1987, Schiess und Schiess-Bühler 1997). Auch für die Flora im Unterwuchs hat das Zuwachsen von lockeren Wäldern deutliche Artenverluste zur Folge (Kuhn 1990, Egloff 1991).

Anfangs der 1990er Jahre begann man im Schaffhauser Randen Gegenmassnahmen zu ergreifen: Verbuschte ehemalige Rasen wurden entbuscht, indem man die Gehölze mit der Motorsäge auf den Stock setzte und in der Folge die Mähnutzung wieder aufnahm oder zumindest die Stockausschläge der Sträucher wiederholt abschnitt. Lichte Föhrenwälder wurden wiederhergestellt, indem die Strauchschicht ebenfalls entfernt und die Baumschicht stark aufgelockert wurde. In den Jahren 1991-1995 erfolgten Ersteingriffe auf über 31 Hektaren verbuschtem Land (Schiess-Bühler und Schiess 1995). Ansätze zu einer Wirkungskontrolle erfolgten bei der Vegetation (Weber 1993), bei den Heuschrecken (Gerloff und Ingrisch 1994) sowie bei den Tagfaltern (Schiess-Bühler und Schiess 1995), bei letzteren mit Erfolgen u.a. bei *Argynnis paphia*, *Fabriciana adippe* und *Zygaena fausta*.

Im Hinblick auf den grossen Arbeitsaufwand von Erstentbuschung und Folgepflege interessierte neun Jahre nach dem initialen Eingriff, inwieweit diese Massnahmen Erfolg haben. Die vorliegende Arbeit wurde ein Jahr nach Erstentbuschung begonnen und geht auf die Entwicklung der Pflanzenartenvielfalt und des Stockausschlags von Sträuchern auf nachgepflegten Entbuschungsflächen ein.

## Untersuchungsgebiet und Methoden

Der Randen nördlich von Schaffhausen bildet als Tafelgebirge auf 500–924 m die Fortsetzung des Juras Richtung Osten. Das Klima ist gemässigt subozeanisch bis mässig kontinental und gilt im regionalen Vergleich als trocken und warm. Der Jahresniederschlag beträgt 941 mm (Merishausen, 572 m), die mittlere Jahrestemperatur misst 8.0°C (Schaffhausen, 415 m).

Die sechs untersuchten Probeflächen liegen in zwei benachbarten Seitentälern bei Merishausen und messen 48–63 $m^2$, was dem jeweiligen Minimumareal für Vegetationsaufnahmen entsprechen dürfte. Ihre Verbuschung hat gemäss Jahrringen der Sträucher und Flugbildern des Bundesamtes für Landestopographie um 1960 eingesetzt. Im Winter 1991/92 wurden die Flächen entbuscht; das Astmaterial wurde entfernt (Tab. 1). Die jährlich ausschlagenden Triebe von Stockausschlag und Wurzelbrut wurden in den folgenden acht Jahren bis ins Jahr 2000 fünf- bis sechsmal mit Freischneider oder Gertel abgeschnitten, nämlich vor den Vegetationsperioden 1993 (nur in drei Flächen), 1994, 1995, 1996, 1997 und 2000. Die Schnitte erfolgten jeweils im Zeitraum Oktober bis April. Die Zweige wurden von den Flächen entfernt.

Tab. 1. Eckdaten der drei untersuchten Flächentypen. In jedem Flächentyp wurde ein Paar benachbarter, einander standörtlich entsprechender Probeflächen untersucht.

| | Grasland | Waldrand, Föhrenwald |
|---|---|---|
| Ort | Heerenberg, 500 Meter südwestlich von Merishausen SH | Schlothalde, 1 km nordwestlich von Merishausen SH |
| Landeskoordinaten | 687 400 / 290 250 | 686 875 / 291 520 |
| Boden | Mullrendzina; 10–15 cm Oberboden mit ca. 60% Kalkskelett; keine Humusauflage | Mullrendzina; 20–30 cm Oberboden mit ca. 30% Kalkskelett; 5–10 cm Humusauflage (modriger Mull) |
| Höhe, Exp., Neigung | 615 m, Exposition Süd, 28° | 655 m, Exposition Südwest, 27°–30° |
| Flächengrösse | 48 $m^2$ | 63 $m^2$ |
| Vorgeschichte | ehemaliges *Seselio-libanotidis-Mesobrometum* (Zoller 1954), seit den späten 1950er Jahren verbuscht | vermutlich im 19. Jh. entstanden durch die Aufforstung von Ackerland mit Waldföhren (*Pinus sylvestris*) (Bronhofer 1956); heute oberhalb eines *Dauco-Salvio-Mesobrometum* (Zoller 1954) liegend, in 20 m (Wald) bzw. 5 m (Waldrand) Entfernung davon |
| Ersteingriff im Winter 1991/92 | alle Gehölze auf Stock gesetzt, Holz entfernt | gesamter Unterwuchs auf Stock gesetzt, 60% der Baumschicht geschlagen, Holz entfernt |

Im zweiten und neunten Sommer nach Entbuschung, also 1993 und 2000, wurden Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet (1964) durchgeführt. Weitere Aufnahmen aus dem Jahre 1993 (Weber 1993) ermöglichen den Vergleich mit Artenvorkommen in fünf bis fünfzig Meter Entfernung. Die Nomenklatur der Pflanzennamen richtet sich nach Aeschimann und Heitz (1996).

Als Mass für die Vitalität der Sträucher wurde die Länge ihrer Einjahrestriebe ausgemessen. Die Erhebungen erfolgten nach Abschluss des Längenwachstums, also frühestens Mitte August, in der Regel jedoch im Zeitraum Oktober bis April. In den Jahren 1992, 1994 und 2000 wurden alle sechs Probeflächen erhoben, in den Jahren 1993 und 1995 jeweils nur ein Teil davon. Die Erhebungen von 1992 und 1993 beschränkten sich auf Triebe mit einer Länge ≥ 40 cm; in den übrigen Jahren wurden die Triebe ab einer Länge von ≥ 20 cm erfasst. Zur Vergleichbarkeit zwischen den Jahren und zwischen den Flächen erfolgte die Auswertung nur mit den Trieben ab 40 cm Länge sowie umgerechnet auf eine einheitliche Flächengrösse von 50 $m^2$. Um die Verteilungen der Trieblängen zu vergleichen, wurden die Anzahl Triebe N, die mittlere Trieblänge mT sowie der Jahreszuwachs $\Sigma = N \times mT$ verwendet.

## Ergebnisse

### *Pflanzenartenvielfalt*

In der Krautschicht wurden insgesamt 96 Blütenpflanzenarten gefunden: 85 im Jahr 1993, 87 im Jahr 2000. Das Artenspektrum bestand aus 28 Gehölzen, 57 Kräutern sowie

Tab 2. Artenzahl und Artenwechsel in der Krautschicht. Alle sechs Probeflächen waren im Winter 1991/92 entbuscht, die drei Flächen b zudem im Winter darauf gesäubert worden. Zwischen den Aufnahmen 1993 und 2000 folgten weitere fünf Säuberungsschnitte. Signifikante Zu- bzw. Abnahmen gemäss Wilcoxon signed rank test: *P < 0.05, n.s. nicht signifikant.

| | | Grasland | | Waldrand | | Föhrenwald | | mittlere |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | G-a | G-b | R-a | R-b | W-a | W-b | Änderung |
| Artenzahl | Gehölze | 12 +1 | 14 +1 | 20 –3 | 20 –5 | 15 – 3 | 17 –3 | –2.0 n.s. |
| 1993 ± | Gräser | 2 +4 | 3 +1 | 5 +2 | 4 +3 | 4 +1 | 3 +2 | +2.2 * |
| Änderung | Kräuter | 25 +5 | 21 +13 | 21 +10 | 16 +14 | 5 +8 | 11 +5 | +9.2 * |
| 2000 | Total | 39 +10 | 38 +15 | 46 +9 | 40 +12 | 24 +6 | 31 +4 | +9.3 * |
| | Anzahl | | | | | | | |
| Arten- | 1993+2000 | 52 | 55 | 65 | 61 | 36 | 42 | |
| wechsel | verschwunden | –3 | –2 | –10 | –9 | –6 | –7 | –6.2 * |
| 1993/ | neu aufgetreten | +13 | +17 | +19 | +21 | +12 | +11 | +15.5 * |
| 2000 | Wechsel total | 16 | 19 | 29 | 30 | 18 | 18 | 21.7 |
| | % Wechsel | 31 % | 35 % | 45 % | 49 % | 50 % | 43 % | 42 % |

11 Gräsern und Grasartigen. Das Flächenpaar am Waldrand war am artenreichsten (73 Arten), gefolgt vom Grasland (62 Arten) und dem Föhrenwald (44 Arten). Trotz unterschiedlicher Ausgangsvegetation und -vielfalt nahm die Artenzahl von 1993 (zweiter Sommer nach dem Ersteingriff, im Winter 1992/93 teilweise nachgepflegt) bis ins Jahr 2000 (nach weiteren fünf Säuberungsschnitten) auf allen Probeflächen zu. Die mittlere Artenzahl stieg um 9.3 ($P < 0.05$, Tab. 2) von 36.3 auf 45.6 Arten. Die Zunahme war hauptsächlich bei der Gruppe der Kräuter festzustellen. Bei den Gehölzen fand keine signifikante Abnahme der Artenzahl statt.

Die Artenzahl lichtbedürftiger Pflanzen nahm in signifikanter Weise zu (Tab. 3), nämlich bei Arten der mageren Wiesen (+5.0), der Fettwiesen (+2.0) sowie bei Arten von Wäldern und Trockenwiesen (+1.8); die Artenzahl der geschlossenen Wälder sank nicht signifikant. Die mittleren gewichteten ökologischen Zeigerwerte (Landolt 1977) für Gräser und Kräuter ergaben eine Veränderung einzig bei der Lichtzahl, welche mit einer kleinen Zunahme auf den höheren Lichtgenuss hinwies (+0.09; $P < 0.05$).

Die Artenzahl und die Artmächtigkeit der Gräser und Kräuter blieben auch im Jahr 2000 deutlich unter jenen von gebietstypischen Halbtrockenrasen. Im Föhrenwald und am Waldrand wuchsen im Jahr 2000 gesamthaft 42% bzw. 20 Arten des benachbarten Rasens (1993: 19% bzw. neun Arten). Angrenzend an die Graslandfläche fehlt ein vergleichbarer Rasen.

Der Artenwechsel als Summe der verschwundenen und neu aufgetretenen Arten betrug 31% bis 50% des Artenpools beider Jahre (Tab. 2). Zählte man alle Vorgänge, wo eine Art auf einer Probefläche verschwand oder neu auftrat, so verschwanden Gehölze 13mal und traten achtmal neu auf. Das lokale Verschwinden von einer Grasart und 13 Kräutern mit ganz unterschiedlichen Standortansprüchen stand wohl im Zusammenhang mit ihrer geringen Artmächtigkeit im Jahre 1993 und einem „normalen" Artenwechsel. Im Gegenzug traten Gräser achtmal und Kräuter 35mal neu auf, gemäss Landolt (1991) vorwiegend Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in mageren Wiesen (17), Fettwiesen (7), Wäldern (5) und lichten Wäldern (5). Bei 80% von insge-

Tab. 3. Mittlere Änderung der Artenzahl von 1993 bis 2000 sowie Anzahl der Arten, die auf Probeflächen verschwunden oder neu aufgetreten sind, aufgeteilt nach ökologischen Gruppen (Landolt 1991, für den Wald weiter aufgeteilt nach Hess et al. 1976–1980). Angaben zu Pflegeeingriffen siehe Legende von Tab. 2.

| Ökologische Gruppe | mittlere Änderung der Artenzahl | Anzahl Arten verschwunden | neu aufgetreten |
|---|---|---|---|
| Wälder | −0.3 n.s. | 7 | 7 |
| lichte Wälder, Waldränder | 0.0 | 9 | 10 |
| Wälder, Trockenwiesen | +1.8 * | 1 | 4 |
| Gebirge | +0.5 n.s. | 1 | 3 |
| Pionierorte niedriger Lagen | −0.2 n.s. | 1 | 0 |
| Sümpfe | +0.5 n.s. | 2 | 3 |
| Magere Wiesen | +5.0 * | 4 | 17 |
| Unkraut-, Ruderalfluren | 0.0 | 0 | 0 |
| Fettwiesen | +2.0 * | 2 | 7 |
| Total | +9.3 * | 27 | 51 |

samt 93 neuen Vorkommen kamen die Arten bereits 1993 in direkt angrenzenden Aufnahmeflächen vor, bei 16% in 20–50 Meter entfernten Flächen; nur bei 4% waren die Arten 1993 in der Nähe nicht belegt.

Auf den Probeflächen fanden sich drei Sträucher und neun Kräuter der regionalen Roten Liste (inkl. seltene und geschützte Arten; Tab. 4). Die Sträucher schienen mit Ausnahme von *Cytisus nigricans* unter den Säuberungsschnitten zu leiden und verschwanden teilweise. Bei den Kräutern traten Arten häufiger neu auf, als Arten verschwanden ($P < 0.05$; Wilcoxon signed rank test).

*Einjahrestriebe der Sträucher*

In den Jahren 1993 und 2000 wurden bei den Vegetationsaufnahmen insgesamt 28 Gehölzarten gefunden. Einzig *Ligustrum vulgare* hatte in mehreren Flächen einen Deckungsanteil von ≥ 5%, *Cornus sanguinea* in einer Fläche. Nennenswerte Deckungswerte über 1% erreichten teilweise auch *Clematis vitalba*, *Hedera helix*, *Lonicera xylosteum*, *Prunus spinosa*, *Rubus caesius*, *Sorbus aria* und *Viburnum lantana*. Von 1993 bis 2000 kamen Zunahmen wie auch Abnahmen der Artmächtigkeit vor.

Pro Jahr und Probefläche wurden bis zu 813 Einjahrestriebe (16.3 Triebe/$m^2$) ausgemessen, der längste mass 159 cm. Die meisten und die längsten Triebe bildeten sich im ersten Jahr nach Entbuschung. Die umfangreichste Zeitreihe liegt für die Graslandfläche G-b vor (Abb. 1): Von 1992–1995 nahmen hier sowohl die Anzahl Triebe wie auch die mittlere Trieblänge von Jahr zu Jahr ab, so dass der Jahreszuwachs rückläufig war. Nach den beiden Säuberungspausen der Winter 1997/98 und 1998/99 schlugen jedoch im Jahr 2000 wiederum deutlich mehr Triebe aus, so dass der Jahreszuwachs höher ausfiel als 1995.

Für die Gesamtheit der Flächen sind folgende Aussagen statistisch abgesichert: i) Im Zeitraum von zwei Jahren (1992-1994) nahm die mittlere Trieblänge signifikant ab ($P < 0.05$, Tab. 5). Die Abnahme betrug im Durchschnitt der jährlich gesäuberten Flächen 10.0 cm, bei den Flächen mit fehlender Pflege im Jahr 1993 nur 5.6 cm. Die

Tab. 4. Präsenzänderungen von 1993 bis 2000 A) bei Rote-Liste-Arten, B) bei weiteren seltenen oder geschützten Arten sowie C) bei weiteren Arten mit starker Änderung der Stetigkeit. Angaben zu Pflegeeingriffen siehe Legende von Tab. 2. Gefährdung in der Nordostschweiz nach Landolt (1991): V = gefährdet, R = selten, A = geschützt, U = nicht gefährdet.

| | Art | Gefährdung in Nordostschweiz | Art auf ... Flächen: neu aufgetreten | geblieben | verschwunden | Änderung der Stetigkeit |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A) | *Lonicera caprifolium* | V | . | . | 2 | −2 |
| | *Anthyllis vulneraria* subsp. *carpatica* | V | 3 | . | 1 | +2 |
| | *Carduus defloratus* s.str. | V | 1 | 1 | . | +1 |
| | *Carlina acaulis* subsp. *caulescens* | V | 2 | 1 | 1 | +1 |
| | *Lactuca perennis* | V | 2 | . | . | +2 |
| B) | *Cytisus nigricans* | R | 1 | 1 | . | +1 |
| | *Thesium bavarum* | R | . | 2 | . | 0 |
| | *Daphne mezereum* | A | 1 | . | 2 | −1 |
| | *Anthericum ramosum* | A | 1 | 5 | . | +1 |
| | *Cephalanthera rubra* | A | 3 | 2 | . | +3 |
| | *Gymnadenia conopsea* | A | 1 | . | . | +1 |
| | *Platanthera bifolia* | A | . | . | 1 | −1 |
| C) | *Lonicera alpigena* | U | . | . | 4 | −4 |
| | *Arrhenatherum elatius* | U | 3 | 1 | . | +3 |
| | *Buphthalmum salicifolium* | U | 3 | 2 | . | +3 |
| | *Campanula rotundifolia* | U | 3 | 1 | . | +3 |
| | *Carex flacca* | U | 3 | . | . | +3 |
| | *Hieracium murorum* aggr. | U | 4 | 1 | . | +4 |
| | *Hippocrepis comosa* | U | 4 | 1 | . | +4 |
| | *Inula conyza* | U | 4 | . | . | +4 |
| | *Picris hieracioides* s.l. | U | 3 | . | . | +3 |
| | *Sanguisorba minor* s.str. | U | 4 | . | . | +4 |
| | *Viola hirta* | U | 3 | 3 | . | +3 |

geringere Abnahme infolge Säuberungspause war signifikant ($P < 0.01$; t-Test für gepaarte Stichproben). Im Jahre 2000 war der Effekt der Säuberungspause 1993 nicht mehr ausreichend nachzuweisen ($P < 0.07$). ii) Über eine Zeitspanne von sechs Jahren (1994-2000) nahmen die Anzahl Triebe, die mittlere Trieblänge und der Jahreszuwachs trotz zwei Säuberungspausen signifikant ab ($P < 0.05$, Tab. 5). Dasselbe galt für die Zeitspanne von 1992 bis 2000 (Tab. 5).

## Diskussion

Viele Autoren stellen fest, dass der Anstieg der Pflanzenartenzahl vor allem in der zweiten Vegetationsperiode nach einer Entbuschung stattfindet (Pauli 1994, Zobel et al. 1996, Dzwonko und Loster 1998). Inwieweit dies auch bei den hier untersuchten Probeflächen der Fall ist, bleibt mangels Daten offen. Von 1993 bis 2000, also vom zweiten bis zum neunten Sommer nach Entbuschung, gab es jedoch eine eindeutige, bemer-

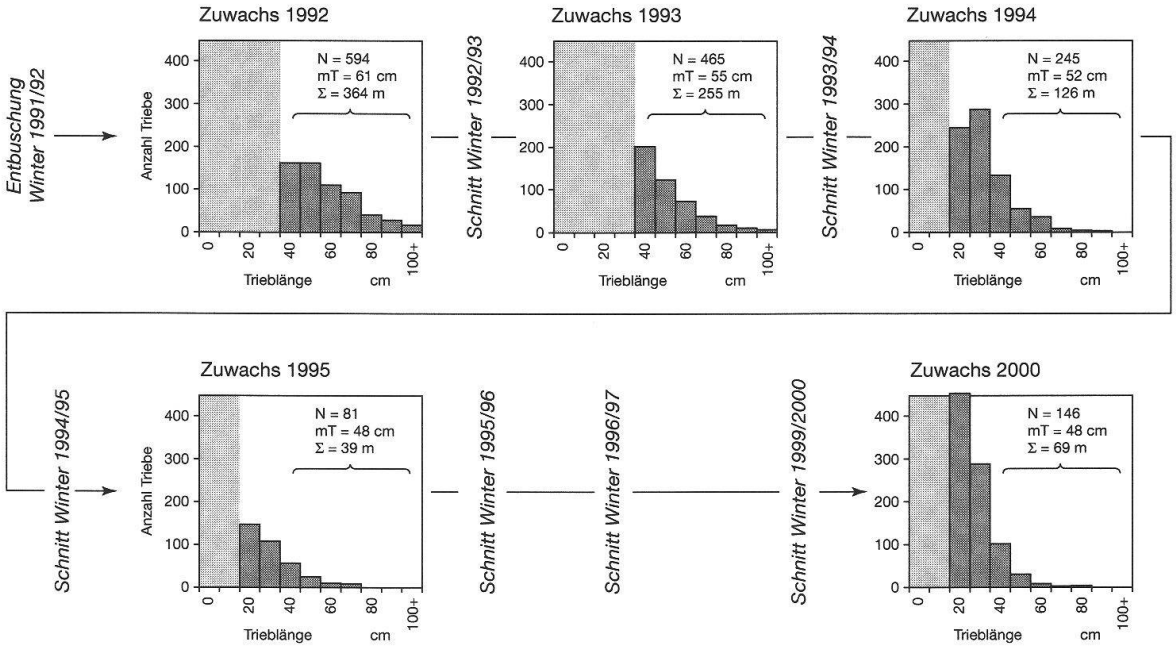


Abb. 1. Längenverteilung der Einjahrestriebe von Sträuchern in der Graslandfläche G-b (48 $m^2$). Die hellgrau unterlegten Bereiche kennzeichnen die nicht erfassten Trieblängen von 0–39 cm bzw. 0–19 cm. Die im Diagramm notierten Kenngrössen sind auf Triebe mit Länge ≥ 40 cm beschränkt: N = Anzahl Triebe, mT = mittlere Trieblänge, Σ = N * mT = Jahreszuwachs.

kenswerte Zunahme der Artenzahl von durchschnittlich 36 auf 46 pro Probefläche. Die hohe Rate von neu aufgetretenen oder verschwundenen Arten illustriert den Umbruch, in dem sich die Vegetation in dieser Zeitspanne noch immer befindet. Eine Voraussetzung dafür sind die im Vergleich zu intakten Halbtrockenrasen geringen Deckungswerte, wie sie auch von Kollmann und Staub (1995) sowie Dzwonko und Loster (1998) festgestellt werden.

Im Föhrenwald und an dessen Rand wachsen neun Jahre nach Entbuschung 20 Arten (42%) eines benachbarten, topografisch tieferliegenden Halbtrockenrasens (Abb. 2). Angesichts der verbliebenen Teilbeschattung durch die Waldföhren darf dies im Vergleich mit anderen Untersuchungen ohne Baumschicht positiv bewertet werden: Kiefer und Poschlod (1996) berichten von 35 Arten (59%) der benachbarten Halbtrockenrasen, die sich nach fünf Jahren etabliert haben. Laut Kollmann und Staub (1995) fehlen an manchen Orten typische Arten von Halbtrockenrasen selbst fünf Jahre nach Entbuschung. Die positive Entwicklung in der vorliegenden Studie bestätigt die Erwartungen bei Projektbeginn; die ausgewählten Flächen eigneten sich gut zur Entbuschung.

Die erfolgreiche Ausbreitung vieler Arten war vermutlich nur dank der regelmässigen Folgepflege möglich, welche die Beschattung durch neue Sträuchertriebe in Grenzen hielt. Eine 1993 entbuschte und von Weber (1993) beschriebene Fläche ohne jegliche Folgepflege war im Jahr 2000 bereits wieder von einer dichten, 2–3 Meter hohen Strauchschicht mit 100% Deckung bewachsen. Kiefer (1998) bezeichnet die regelmässige Folgepflege als unerlässlich. Pauli (1994) befürchtet ohne Pflege eine vollständige Beschattung durch Stockausschläge schon nach wenigen Jahren. Zobel et

Tab. 5. Mittlere Änderung des Sträucherausschlags zwischen jeweils zwei Erhebungsjahren (Mittelwerte der Paardifferenzen von sechs Probeflächen, beschränkt auf Triebe mit einer Länge von ≥ 40 cm). Signifikante Abnahmen gemäss Wilcoxon signed rank test: *P < 0.05, n.s. nicht signifikant.

| Zeitraum | 1992–1994 | 1994–2000 | 1992–2000 |
|---|---|---|---|
| Anzahl Winter im Zeitraum | 2 | 6 | 8 |
| Anzahl durchgeführte Schnitte im Zeitraum | 1–2 | 4 | 5–6 |
| Änderung der Anzahl Triebe in 50 $m^2$ | –1 n.s. | –240* | –241* |
| Änderung der Mittleren Trieblänge (cm) | –7.8 * | –4.4* | –12.2* |
| Änderung des Jahreszuwachses (m in 50 $m^2$) | –26 n.s. | –140* | –166* |

al. (1996) zeigen auf entbuschten Flächen, wie die Folgepflege die weitere Entwicklung von Artenreichtum und Sprosszahl beeinflusst, und führen dies hauptsächlich auf veränderte Lichtkonkurrenz zurück.

Ziel der Entbuschungen und der Folgepflege ist eine möglichst starke Reduktion von schnellwüchsigen Sträuchern wie *Cornus sanguinea* und *Ligustrum vulgare*. Wilmanns (1989) empfiehlt dazu, die Büsche beim Ersteingriff einige cm tief im Boden, direkt an den Wurzelansätzen, abzuschlagen. In skelettreichen Böden, wie jenen der hier untersuchten Flächen, verursacht dies jedoch beträchtlichen Mehraufwand. Analoges gilt für das Ausreissen der Wurzelstöcke mittels Seilwinde. Eine Möglichkeit, den grossen Aufwand für die Folgepflege zu minimieren, liegt in der Einzelstockbehandlung mit speziellen Arboriziden. Diese werden im Anschluss an die Erstentbuschung gezielt auf die Schnittflächen aufgetragen (Hailer 1973); Vorschriften zum Einsatz finden sich in Müller et al. (1993) und Nanz et al. (1995).

In unseren Untersuchungen starben die Sträucher in den ersten neun Jahren nach Entbuschung mitsamt Folgepflege nicht ab. Hingegen nahmen die mittlere Trieblänge und die Anzahl der Einjahrestriebe über die Dauer von sechs und acht Jahren signifikant ab, die mittlere Trieblänge bereits im Zeitraum von zwei Jahren. Unsere Erhebungsmethode ist dahingehend mangelhaft, als dass Triebe unter 40 cm Länge teilweise nicht erhoben und daher bei der Auswertung konsequent weggelassen wurden. War ihr Anteil zu Beginn der Untersuchung noch gering, machten sie später je nach Fläche 50% bis 90% der gesamten Triebzahl aus (Abb. 1), was die Aussagen zur Abnahme der Triebzahl stark relativiert. Schumacher et al. (1995) beschreiben für das Ausbleiben der Folgepflege, dass der Gehölzbestand durch Stockausschläge dichter wird als zuvor.

Wurde der Säuberungsschnitt in einem Jahr ausgelassen, führte dies im Anschluss an den nächsten Schnitt teilweise zu mehr Trieben als zuvor und verzögerte den Rückgang der Trieblänge signifikant. Wie gezeigt wurde, sind diese Auswirkungen jedoch nicht gravierend, was die Umstellung auf eine nicht jährlich erfolgende und damit kostengünstigere Pflege erlaubt. Für aufgelichteten Wald im Schaffhauser Randen postulieren Schiess und Schiess-Bühler (1997) je nach lokalem Ziel eine drei- bis fünfzehnjährlich wiederkehrende Folgepflege. Zum Vergleich: Die „Knicks" (Wallhecken) in Schleswig-Holstein werden alle sieben bis elf Jahre auf Stock gesetzt (Weber 1967), im Niederwald sind Umtriebszeiten von 20–30 Jahren üblich (z.B. Ducrey und Turrel 1992). Wenn offene, artenreiche Halbtrockenrasen wiederhergestellt werden sollen, wird in der Literatur eine jährliche Pflege empfohlen (Böttcher et al. 1992, Kollmann und Staub 1995, Zobel et al. 1996).

Abb. 2. Lichter Waldrand (Fläche R-b, Juli 2000): Im neunten Sommer nach Entbuschung und nach sechsmaliger Folgepflege scheint der Unterwuchs gebüschfrei, die Gehölze nehmen jedoch infolge Stockausschlags noch immer rund 10% Deckung ein.

Die ideale Jahreszeit für Pflegeeingriffe, um Gehölze am meisten zu schädigen, mag je nach Art und Jahreswitterung unterschiedlich sein; am schonendsten ist der Winterschnitt, was Ducrey und Turrel (1992) bei der Steineiche an Sprosszahl, -grösse und -durchmesser des nachfolgenden Stockausschlags zeigen. Der schädlichste Schnitt erfolgt während der Hauptwachstumsphase im Frühling. So empfehlen z.B. Schumacher et al. (1995) eine regelmässige frühe Mahd. Ein zweiter Schnitt im Juni oder September verhilft möglicherweise zu einem noch rascheren Rückgang der Sträucher (Wilmanns 1989, Kollmann und Staub 1995), da die Nährstoffreserven im Wurzelsystem aufgebraucht werden. Allerdings sind mit dem mehrmaligen Schnitt negative Auswirkungen auf die Magerwiesenarten nicht auszuschliessen.

Gesamthaft ergibt sich für die Regeneration der vorliegenden Flächen zu saumartenreichen Halbtrockenrasen bzw. lichten Föhrenwäldern das Folgende: Um den Säuberungsaufwand zu verringern, soll nur noch alle zwei bis drei Jahre geschnitten werden, andererseits sollen die Schnitte jeweils im Juni/Juli anstatt im Winterhalbjahr erfolgen. Je nach Ausschlag der Sträucher kann später eine weitere Reduktion der Schnitthäufigkeit erfolgen. Zur Schonung der Fauna und zum Teil auch der Flora ist im selben Jahr nur die Hälfte einer Pflegefläche zu bearbeiten, wie dies im Schaffhauser Randen zumindest teilweise bereits gehandhabt wird. Die Tagfalter – als Zielarten der Entbuschungen – sind für die Ernährung im Raupenstadium oft eng an eine bestimmte Pflanzengattung oder -art gebunden (Schiess-Bühler 1992). Auf den entbuschten

Flächen wachsen mehrere wichtige Raupenfutterpflanzen wie *Hippocrepis comosa* (auf vier Flächen neu aufgetreten) oder *Cytisus nigricans* (auf einer Fläche neu). Aber auch gute Nektarpflanzen wie *Origanum vulgare* und *Knautia arvensis* sind im Untersuchungszeitraum stetiger und artmächtiger geworden, weshalb sommerliche Pflegeeingriffe zu Gunsten der adulten Falter zu staffeln sind.

Eine Ergänzung oder gar Alternative zum Pflegeschnitt besteht in der Beweidung mit Ziegen und Schafen, wie sie sich zumindest in Deutschland in den vergangenen Jahren bei kontrolliertem Einsatz ökologisch wie auch ökonomisch bewährt hat (Riehl 1992, Spatz 1994, Rahmann 2000). Auch auf Trockenstandorten in der Schweiz sind erste Erfahrungen mit Weidetieren im Entbuschungseinsatz dokumentiert (Leutert 2001, Pro Natura 2001, Baumann 2001). Die Untersuchungen sollten fortgesetzt und publiziert werden.

Wir bedanken uns bei Corina Schiess-Bühler für die Unterstützung bei der Flächenwahl. Den Forstorganen, den Landwirten und allen Schülerinnen und Schülern, die bei den Pflegeeinsätzen Hand angelegt haben, danken wir für ihre Mitarbeit.

## Zusammenfassung

Drei Flächenpaare in einem ehemaligen Halbtrockenrasen, in einem Föhrenwald und am dazugehörigen Waldrand, alle seit rund 30 Jahren verbuscht, wurden im Winter 1991/92 entbuscht, indem man sämtliche Sträucher auf Stock setzte. Die Sträucher schlugen in der Folge stark aus und wurden im ersten Winter auf je einer Fläche wieder abgeschnitten. Auf allen Flächen schnitt man den Aufwuchs erneut nach der zweiten, dritten, vierten, fünften und achten Vegetationsperiode, jeweils im Winterhalbjahr. Vom zweiten bis zum neunten Sommer nach Entbuschung stieg die mittlere Artenzahl in der Krautschicht von 36 auf 46 Arten pro Probefläche (48–63 $m^2$). Die Artenzahl nahm vor allem bei Arten von mageren Wiesen, von Fettwiesen sowie von Wäldern und Trockenwiesen zu. Die meisten neu auftretenden Arten wuchsen bereits vorher im Umkreis von 50 Metern. Vier der fünf vorkommenden Rote Liste-Arten profitierten mit erhöhter Stetigkeit. Die Säuberungsschnitte schädigten nur wenige Sträucher letal, die Einjahrestriebe wurden jedoch im Verlauf der wiederholten Säuberungsschnitte signifikant kürzer; einjährige Pflegepausen verzögerten den Rückgang der mittleren Länge der Einjahrestriebe. Über sechs und acht Jahre nahm auch die Anzahl Triebe ab. Es wird empfohlen, die Säuberungsschnitte abschnittweise gestaffelt, nur noch alle zwei bis drei Jahre und jeweils im Sommer durchzuführen.

### Literatur

Aeschimann D. und Heitz C. 1996. Synonymie-Index der Schweizer Flora und der angrenzenden Gebiete. Zentrum des Daten-Verbundnetzes der Schweizer Flora. Docum. Flor. Helv. 1: 318 S.

Baumann T. 2001. Kuhfladen und „Geisseböhnli“ im Naturschutzgebiet? Umwelt Aargau 14: 43–46.

Baur B. and Erhardt A. 1995. Habitat fragmentation and habitat alterations: Principal threats to most animal and plant species. Gaia 4: 221–226.

Böttcher H., Gerken B., Hozak R. und Schüttpelz E. 1992. Pflege und Entwicklung der Kalkmagerrasen in Ostwestfalen. Natur u. Landschaft 67: 276–282.

Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensoziologie (3. Auflage). Springer, Wien: 865 S.

Bronhofer M. 1956. Die ausgehende Dreizelgenwirtschaft in der Nordost-Schweiz, unter besonderer Berücksichtigung des Kantons Schaffhausen. Mitt. Naturf. Ges. Schaffhausen 26: 169 S.
Delarze R., Gonseth Y. und Galland P. 1999. Lebensräume der Schweiz. Ott, Thun: 415 S.
Ducrey M. and Turrel M. 1992. Influence of cutting methods and dates on stump sprouting in Holm oak (*Quercus ilex* L) coppice. Ann. sci. for. 49: 449–464.
Dzwonko Z. and Loster S. 1998. Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. J. Veg. Sci. 9: 387–394.
Egloff F.G. 1991. Dauer und Wandel der Lägernflora. Vjschr. Naturf. Ges. Zürich 136: 207-270.
Fischer M. and Stöcklin J. 1997. Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. Conserv. Biol. 11: 727–737.
Gerloff C. und Ingrisch S. 1994. Der Einfluss von Entbuschungsmassnahmen auf die Zusammensetzung der Heuschreckenfauna (Orthoptera) im Schaffhauser Randen. Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 67: 437–452.
Gigon A. 1999. Agricultural sustainability does not imply biocenotic sustainability. Appl. Veg. Sci. 2: 89–94.
Hailer N. 1973. Pflegemassnahmen in Naturschutzgebieten – auch mit Herbiziden? In: Erz W. (Hrsg.), Das Brachflächenproblem aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege. Jb. Natursch. Landschaftspfl. 22: 69–76.
Hegg O., Béguin C. und Zoller H. 1993. Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald u. Landschaft, Bern: 160 S.
Hess H.E., Landolt E. und Hirzel R. 1976–1980. Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete (2. Aufl.). Birkhäuser, Basel: 3 Bände 858 S., 956 S., 879 S.
Kiefer S. 1998. Untersuchungen zur Wiederherstellung brachgefallener oder aufgeforsteter Kalkmagerrasen. Ber. Inst. Landschafts- u. Pflanzenökol. Univ. Hohenheim, Beih. 7: 309 S.
Kiefer S. and Poschlod P. 1996. Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clearcutting. In: Settele J., Margules C.R., Poschlod P. and Henle K. (eds.), Species survival in fragmented landscapes. Kluwer Academic Publishers, Netherlands: 209–218.
Kollmann J. und Staub F. 1995. Entwicklung von Magerrasen im Kaiserstuhl nach Entbuschung. Z. Ökol. Natursch. 4: 87–103.
Kuhn N. 1990. Veränderung von Waldstandorten. Schlussbericht Sanasilva 1984–1987, Teilprogramm 6. Ber. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. 319: 47 S.
LA, Lepidopterologen-Arbeitsgruppe 1987. Tagfalter und ihre Lebensräume. Schweiz. Bund Natursch. Basel: 516 S.
Landolt E. 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. Eidg. Techn. Hochsch. Stiftung Rübel, Zürich 64: 208 S.
Landolt E. 1991. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald u. Landschaft, Bern: 185 S.
Leutert F. 2001. Pflegeweide lichter Wälder mit Ziegen. Vegetationskundliche Wirkungskontrolle. Versuchsprojekt 1997–2000, Gemeinden Dättlikon, Dachsen, Oberembrach. Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich: 24 S. (unpubl.).
Müller A., Freidhager R. und Hackl J. 1993. Pflanzenschutzmitteleinsatz in der Forstwirtschaft. Bundesministerium für Umwelt, Jugend u. Familie, Wien. Monographien Umweltbundesamt 34: 119 S.
Nanz M., Stahel R. und Kasser U. 1995. Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln im Wald. Bundesamt für Umwelt, Wald u. Landschaft, Bern. Leitfaden Umwelt 1: 108 S.
Pauli D. 1994. Es werde Licht! Kahlschlag als mögliche Massnahme zur Erhaltung lichtbedürftiger Pflanzenarten auf Felsköpfen. Diplomarbeit, Inst. Systemat. Botanik, Univ. Zürich: 67 S. (unpubl.).
Pro Natura 2001. Weidetiere als Reservatspfleger. Erfahrungsaustausch. Zusammenfassung der Tagung vom 21.2.2001, Olten. Pro Natura Schweiz, Basel: 3 S. (unpubl.).
Rahmann G. 2000. Biotoppflege als neue Funktion und Leistung der Tierhaltung. Dargestellt am Beispiel der Entbuschung von Kalkmagerrasen durch Ziegenbeweidung. Kovac, Hamburg, Schriftenr. Agraria 28: 384 S.
Riehl G.K. 1992. Untersuchungen zur Pflege von Brachflächen und verbuschten Magerrasen durch Ziegen- und Schafbeweidung. Cuvillier, Göttingen: 277 S.

Schiess-Bühler C. 1992. Tagfalter im Schaffhauser Randen. Neujahrsbl. Naturf. Ges. Schaffhausen 45: 73 S.

Schiess-Bühler C. und Schiess H. 1995. Förderungsmassnahmen für Tagfalter im Schaffhauser Randen. Schlussbericht des Tagfalterprojekts 1991–1995: 63 S. (unpubl.).

Schiess H. und Schiess-Bühler C. 1997. Die Tagfalterfauna des Schaffhauser Randens und ihr Wandel im 20. Jahrhundert. Mitt. Naturf. Ges. Schaffhausen 42: 35–106.

Schumacher W., Münzel M. und Riemer S. 1995. Die Pflege der Kalkmagerrasen. Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ. 83: 37–63.

Spatz G. 1994. Freiflächenpflege. Ulmer, Stuttgart: 296 S.

Surber E., Amiet R. und Kobert H. 1973. Das Brachlandproblem in der Schweiz. Ber. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. 112: 138 S.

Weber H.E. 1967. Über die Vegetation der Knicks in Schleswig-Holstein. Mitt. Arbeitsgem. Floristik in Schleswig-Holstein und Hamburg 15: 196 S.

Weber U. 1993. Regeneration von Trespen-Halbtrockenrasen und lichten Föhrenwäldern durch Entbuschung. Diplomarbeit, Geobot. Inst. Eidg. Tech. Hochsch. Stiftung Rübel, Zürich: 79 S. (unpubl.).

Wilmanns O. 1989. Zur Entwicklung von Trespenrasen im letzten halben Jahrhundert: Einblick – Ausblick – Rückblick; das Beispiel des Kaiserstuhls. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 6: 3–17.

Zobel M., Suurkask M., Rosén E. and Pärtel M. 1996. The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. J. Veg. Sci. 7: 203–210.

Zoller H. 1954. Die Typen der *Bromus erectus*-Wiesen des Schweizer Juras. Beitr. Geobot. Landesaufnahme Schweiz 33: 309 S.