

Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 116 (1994)

Artikel: Pflanzensoziologisch-ökologische Untersuchungen an Schlagfluren im schweizerischen Mittelland über Würmmoränen

Autor: Gilgen, René

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308980>

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: 23.01.2026

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

**Pflanzensoziologisch-ökologische Untersuchungen an
Schlagfluren im schweizerischen Mittelland über
Würmmoränen**

René GILGEN

1994

INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	5
1. Einleitung	7
1.1. Projektbegründung	7
1.2. Grundlagen	8
1.3. Problemstellung	10
1.4. Verwendete Abkürzungen	11
2. Das Untersuchungsgebiet	12
2.1. Geographische Lage	12
2.2. Klima	16
2.3. Geologie	18
2.4. Waldverhältnisse im Untersuchungsgebiet	19
2.5. Gesetzlicher Rahmen für die Schlagpraxis	19
3. Methoden	21
3.1. Vegetationskundliche Methoden	21
3.2. Standortkundliche Methoden	24
3.2.1. Datenerhebungen im Felde	24
3.2.2. Laborerhebungen	25
3.2.3. Datenerhebungen mittels Fragebogen	26
3.3. Samenvorrat	27
3.4. Auswertung	29
4. Resultate	31
4.1. Vegetation und Standort der Schlagfluren	31
4.1.1. Übersicht Vegetation	31
4.1.2. Übersicht Standort	36
4.1.3. Syndynamische Bewertung der Schlagflächen	44
4.1.4. Syntaxonomische Beurteilung der Schlagfluren	52
4.1.5. Dauerflächenuntersuchungen	58
4.2. Vergleich der Waldbestände mit den Schlagflächen	64
4.2.1. Mikroklimatische Untersuchungen	64
4.2.2. Bodenkundliche Untersuchungen	73
4.2.3. Vegetation	77
4.3. Samenvorrat	80
4.3.1. Keimling- und Artenzahlen aller 120 Proben	80
4.3.2. Keimlingzahlen (Samendichte) und Artenzahlen der einzelnen Untersuchungsobjekte	81
4.3.3. Verteilung der gekeimten Arten nach den ökologischen Gruppen	88
4.3.4. Artenvergleich Samenvorrat - aktuelle Vegetation	91
5. Diskussion	92
5.1. Das Schlagereignis in der schweizerischen Waldwirtschaft	92
5.2. Auswirkungen des Schlages auf die Standortsbedingungen	95
5.2.1. Auswirkungen auf das Mikroklima	95
5.2.2. Auswirkungen auf den Boden	99
5.3. Vegetationsentwicklung auf Schlagflächen	101
5.3.1. Sukzession oder Regeneration	101

5.3.2.	Besiedlungsgeschwindigkeit und deren Bedeutung	102
5.3.3.	Der Einfluss von Pflegeeingriffen	103
5.3.4.	Syndynamische Entwicklungen	104
5.4.	Samenvorrat	108
5.5.	Syntaxonomische Gliederung	112
5.6.	Bedeutung der Schlagfluren für den Naturschutz	114
Zusammenfassung - Summary		119
Literaturverzeichnis		122

VORWORT

Die vorliegende Arbeit entstand in den Jahren 1989-1993 am Geobotanischen Institut der ETH Zürich. Ausgangspunkt bildete der Wunsch, ein pflanzensoziologisch-ökologisches Thema mit Naturschutzaspekten behandeln zu können. Angetrieben durch Funde von seltenen Arten auf Schlagflächen wie *Cyperus fuscus* lieferte Herr Prof. Dr. E. Landolt die Idee zu dieser Arbeit. Er übernahm auch die Leitung des Projektes. Für die stets fruchtbare und angenehme Zusammenarbeit möchte ich ihm an dieser Stelle ganz herzlich danken. Herr Prof. Dr. F. Klötzli besorgte die kritische Durchsicht des Manuskriptes; Herr Dr. E. Urmí leistete wertvolle Hilfe bei den Moosbestimmungen. Bodenkundliche Fragen durfte ich mit Herrn Prof. Dr. H. Sticher besprechen. Ihnen sei hier aufrichtig gedankt.

Bei den standortskundlichen Erhebungen konnte ich auf den grossen Einsatz von Markus Hofbauer zählen. Bei personellen Engpässen standen mir auch Barbara Leuthold und Katharina Rentsch Brassel zur Seite. Für das Wohlergehen der Keimlinge im Samenvorratversuch waren Tino Fotsch, Markus Hofbauer und Stephan Locher besorgt. Fachliche und physische Unterstützung beim Errichten der Mikroklimamessstellen gewährten mir Monika Adam und Gianpietro Cerletti. Computerprobleme wurden in Zusammenarbeit mit Dr. Hans-Ruedi Binz gelöst. Susy Dreyer besorgte den ganzen administrativen Aufwand in bewundernswerter Weise. René Graf war für die Logistik im materiellen Bereich zuständig. Bei Arbeitsgruppensitzungen mit Fränzi Andres, Esther Guggenheim, Dieter Ramseier und Markus Wilhelm konnten methodische Probleme diskutiert werden. Kritische Ergänzungen zu Kapitel 5 wurden von Roland Marti beigesteuert. Ladina Pazeller half immer bereitwillig beim Suchen von in der Bibliothek verschollengeglaubter Literatur. Für die Korrektur der englischen Texte waren Esther Guggenheim und Frau A. Siegwolf besorgt. Allen diesen genannten, aber auch den beteiligten ungenannten Institutsangehörigen spreche ich hier meinen innigsten Dank aus.

An dieser Stelle sei auch den Kreis- und Revierförstern gedankt, die sich Zeit nahmen zu einem persönlichen Gespräch oder zum Ausfüllen des Fragebogens. Besonders erwähnen möchte ich Herrn Forstmeister M. Bettschart vom zürcherischen Kreisforstamt II, mit dem ich einige forstliche Aspekte sachlich diskutieren durfte.

Bei dieser Gelegenheit möchte ich zusätzlich meinen Eltern ganz herzlich danken, die mir durch ihre Unterstützung das Biologiestudium überhaupt ermöglichten. Ein ganz besonderer Dank geht an meine Freundin Sybille Meier, die mir in der sehr arbeitsintensiven Schlussphase mit Rat und Tat beistand und viel Verständnis entgegenbrachte.

Dank gebührt auch der ETH Zürich, die das Projekt mit einem Forschungskredit finanzierte.

1. EINLEITUNG

1.1. PROJEKTBEGRÜNDUNG

Die Schlagfluren wurden schon von verschiedenen Autoren syntaxonomisch und syndynamisch untersucht. Pionierarbeit verrichteten u.a. AICHINGER (1933), PFEIFFER (1936), RÜBEL (1930) sowie TÜXEN (1950). Neuere Studien stammen zum Beispiel von DIERSCHKE (1978, 1988) ELLENBERG (1986), KLÖTZLI (1965), MOOR (1981), OBERDORFER (1973, 1978) und PASSARGE (1981, 1984a). Während sich OBERDORFER mit den süddeutschen Verhältnissen und DIERSCHKE mit den Wäldern von Süd-Niedersachsen befasste, standen bei ELLENBERG und PASSARGE die mitteleuropäischen Verhältnisse im Zentrum der Nachforschungen. Trotz dem relativ grossen Anteil der jungen Schlagfluren und ihren späteren Sukzessionsstadien von rund 2.1% der Landesfläche der Schweiz (MAHRER 1988) sind die genauen schweizerischen Verhältnisse dieser Gesellschaften aber in der Regel noch wenig erforscht. Während KLÖTZLI (1965) die meist kalkarmen Molasse- und sauren Rissmoränen- und Rissenschottergebiete des westlichen und nördlichen Aargauer Mittellandes untersuchte, entstammen die Daten von MOOR (1981) einer Kahlschlagfläche im Kanton Baselland.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die vorhandenen Lücken der Schlagflurenforschung in der Schweiz zumindest für das nordöstliche und östliche Mittelland teilweise zu schliessen. Als Folge der Sturmschäden von Vivian im Februar 1990 ist in der Schweiz auch die Ökosystemforschung auf Sturmflächen intensiviert worden. An der WSL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft) ist zum Beispiel das Projekt "Dauerbeobachtung von Sturmschadenflächen im Gebirgswald" angelaufen (SCHÖNENBERGER et al. 1992, STÖCKLI 1993).

Schlagfluren werden in Wirtschaftswäldern durch Femel-, Saum-, Schirm- oder Kahlschlag flächenweise begründet. Sie können sich aber auch in Urwaldbeständen grossflächig ausbilden, indem Bestände durch Feuer, Sturm und Insektenschäden oder durch andere Ursachen zerstört werden.

Die Erforschung der Schlagfluren ist sehr komplex, da es sich um Vegetationen mit anfänglichem Pioniercharakter handelt, die der Sukzession unterliegen. Durch verschiedene Pflegemassnahmen des Försters wird die Sukzession auf den Schlagflächen je nach Zeitpunkt, Periodizität und Intensität des Ein-

griffes unterschiedlich stark beeinflusst. Zusätzlich sind die Standortsbedingungen innerhalb einer Schlagfläche meist sehr inhomogen. Aus diesen Gründen wurde die Standortvielfalt in der vorliegenden Arbeit neben der geographischen Umgrenzung weiter eingeschränkt. Die pflanzensoziologischen und ökologischen Untersuchungen erfolgten an möglichst horizontalen Flächen (bis 10% Neigung, in Ausnahmefällen bis 20%) auf Würmmoränen. Als Ergänzung wurden auch einige Rissmoränen- und Süßwassermolassesstandorte sowie Alluvialböden, Erosionsterrassen und überfahrene würmeiszeitliche Schotter einbezogen. Bei den Schlagflächen wurden vor allem junge Sukzessionsstadien ausgesucht.

1.2. GRUNDLAGEN

Pflanzensoziologisch gehören die Schlagfluren zu der Klasse der *Epilobetea (angustifolii)* Tx. et Preisg. 50 und sind nach (OBERDORFER 1957) "licht- und stickstoffliebende Pflanzengesellschaften, die sich bei Öffnung und Vernichtung von Laub- und Nadelwäldern auf Schlägen, in Waldlichtungen und an Waldwegen, im gestörten Gefüge der Waldbodenvegetation einstellen (Schleiergesellschaften im Sinne TÜXENS) und den Wiederaufbau des Waldes einleiten". Die Schlagvegetation kann nach der Charakterartenlehre syntaxonomisch beurteilt werden, da sie eine klar ausgeprägte, überwiegend an Schlägen oder Waldverlichtungen gebundenen Artengruppe aufweist (AICHINGER 1933). Durch die grosse Dynamik der sich rasch überlagernden oder oft ein Stadium überspringenden Artengruppierungen bereitet die floristische Abgrenzung aller Einheiten aber einige Schwierigkeiten (OBERDORFER 1978, PFEIFFER 1936). Die Verbände sind nur wenig scharf gegeneinander abgegrenzt und auch die holzreichen *Sambuco-Salicion*-Gesellschaften können nicht aus den *Epilobetea angustifolii* gelöst werden (OBERDORFER 1978). Die Durchsetzungskraft der *Epilobetea*-Gesellschaften ist auch stark abhängig von der primären Struktur der Waldstandorte. Viele, besonders trockene Waldböden oder solche klimatisch extremer Lagen zeigen überhaupt keine ausgeprägte Schlagpflanzengesellschaft (OBERDORFER 1957). Bei den syntaxonomischen Untersuchungen befasste man sich deshalb oftmals nur mit jeweils gut unterscheidbaren Phasen und Stadien. Zwischenphasen als "Gemische" wurden nicht berücksichtigt (DIERSCHKE 1988). Für die Charakterisierung muss, wie oft bei Pioniergesellschaften - ausser bei regional begrenzten

Kennarten - vom Optimum und Maximum der Arten ausgegangen werden (OBERDORFER 1978).

Für DIERSCHKE (1988) ist die syntaxonomische Einordnung der verschiedenen Schlagphasen nicht überall sinnvoll. Am besten gelingt dies bei floristisch gut definierten, über längere Zeit relativ stabilen Gesellschaften. Vegetationsveränderungen (Rhythmik, Fluktuation, Sukzession) sind nach DIERSCHKE (1988) mit syndynamischen Betrachtungsweisen besser zugänglich. Die bisherigen Untersuchungen der mitteleuropäischen Verhältnisse haben gezeigt, dass die sekundäre Sukzession auf den Schlagflächen in der Regel folgendermassen abläuft: Die kurzlebigen Pionierpflanzen mit *Erigeron canadensis*, *Senecio silvaticus* und *Galeopsis*-Arten werden sehr bald von Folgestadien mit mehrjährigen Pflanzen, die zum Teil schon im ersten Jahr gekeimt haben, abgelöst (PASSARGE 1981). Bekannt sind die schlagspezifischen Staudenfluren mit *Epilobium angustifolium*, *Senecio fuchsii*, *Atropa belladonna* sowie *Digitalis*-, *Verbascum*-, *Arctium*- und *Cirsium*-Arten. Als zweite Welle der natürlichen Sukzession können an ihre Stelle ebenso Gräser und Grasartige treten, die regional bzw. standörtlich begrenzt mehr oder weniger geschlossene Schlagrasen bilden (PASSARGE 1984a). Das Vorwaldstadium wird durch Pionierhölzer wie *Sambucus*-, *Betula*- und *Salix*-Arten eingeleitet. Auf nährstoffarmen und trockenen Standorten verläuft die Sukzession am langsamsten (ELLENBERG 1986).

Nach FISCHER (1987) ist der exakte Zeitpunkt, zu dem in einer Entwicklungsreihe eine bestimmte Sukzessionsphase auftritt und deren genaue Form, also die detaillierte floristische Zusammensetzung und Struktur, aus verschiedenen Gründen nur in weiten Grenzen absehbar: Die alljährlichen unterschiedlichen Witterungsabläufe zeigen verschiedene Auswirkungen auf das Einzelindividuum, die Populationsentfaltung und die Sukzessionsprozesse. Weiter treten - je nach Standort - verschiedene nicht genau prognostizierbare Klein- und Grossstörungen des Bestandes auf. Zusätzlich unterscheiden sich selbst räumlich eng benachbarte und standörtlich ähnliche Wuchsorte in dem aktuell für den Bestandesaufbau zur Verfügung stehenden Arteninventar sowohl im Samenreservoir im Boden als auch im unmittelbar umgebenden und weiter entfernten, samenproduzierenden Pflanzenbestand (FISCHER 1987).

Um die Sukzessionsabläufe zu verstehen, reicht eine blosse Betrachtung der Mengenveränderungen als Ganzes nicht aus. Die Sukzession wird auch entscheidend durch das pflanzliche Einzelindividuum und seine Etablierung geprägt (FISCHER 1987).

Kahlschlagvegetation kann sofort nach Abtrieb des Altbestandes eine sehr hohe Biomassenproduktion hervorbringen. Die schnelle Besiedlung durch Wildpflanzen ist ein wichtiger ökologischer Regulationsmechanismus (IRRGANG 1990). Viele neue Arten erscheinen, die auf diesem Standort vorher noch nicht angetroffen wurden. Den Erstbesiedlern und Neubesiedlern scheinen sich für das Ziel des raschen Aufkommens auf einem günstigen Standort grundsätzlich zwei Strategien anzubieten: Langjähriges Überdauern im Boden bis sich geeignete Bedingungen herausbilden oder aber alljährlich neuer Sameninput. Nach KARPOV (1960, zit. in ELLENBERG 1986) wird das überraschend schnelle Erscheinen der Waldlichtungs- und Schlagpflanzen durch Samen, die schon im Boden des geschlossenen Waldes lagern und nur auf günstige Bedingungen warten, ermöglicht. Diese Samen gelangen durch Wind, Vögel, Nagetiere und dergleichen alljährlich neu auf den Waldboden (ELLENBERG 1986).

1.3. PROBLEMSTELLUNG

Aus all diesen Überlegungen ergaben sich für die vorliegende Arbeit folgende Fragestellungen:

- Können die jungen Schlagfluren des nordöstlichen und östlichen schweizerischen Mittellandes und ihre sukzessionsbedingten Veränderungen pflanzensoziologisch erfasst werden?
- Gibt es andere geeignete Möglichkeiten, um die Sukzession auf diesen Schlagflächen zu beschreiben? Wie verläuft diese Sukzession?
- Welche Auswirkungen haben die Standortsbedingungen und Bewirtschaftungsmassnahmen auf die Sukzession?
- Wie verändern sich die Standortsverhältnisse durch das Schlagereignis?
- Welche Pflanzen konnten erst nach dem Schlag aufwachsen? Sind diese erst nach dem Schlag eingewandert oder haben sie bereits an Ort und Stelle überdauert? (=> Samenvorratversuch)
- Hat die Stadtnähe einen Einfluss auf das Artenspektrum?
- Welche Bedeutung haben die Schlagfluren mit ihren neu aufgekommenen Pflanzenarten für das Überdauern von seltenen Arten und für den Naturschutz ganz allgemein?

1.4. VERWENDETE ABKÜRZUNGEN

Im Text werden die folgenden Abkürzungen verwendet:

- BG : Bundesgesetz
ETS : Erosionsterrassen in den Niederterrassenschottern und spätwürmeiszeitliche Schotter
FAP : Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau
HWH : Hauptwurzelhorizont
LFI : Landesforstinventar
Ndh : Nadelholz
Nmin : mineralisierter Stickstoff
Pfl., pfl. : Pflanzen, -pflanzen
rel. Ssd : relative Sonnenscheindauer
SsGr : Strauchsichtdeckungsgruppe
WSL : Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft

2. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1. GEOGRAPHISCHE LAGE

Die pflanzensoziologischen und ökologischen Untersuchungen wurden an 113 Schlägen und acht Waldbeständen im nordöstlichen und östlichen schweizerischen Mittelland durchgeführt (Fig. 1). Diese 121 Objekte lagen zwischen 420 und 690 m. ü. M., vertraten also vegetationskundlich die colline Stiel- und Traubeneichen-Buchen-Stufe (vgl. LANDOLT 1984). Nur die zwei Aufnahmen in der Buchenegg (Gemeinde Stallikon) auf 830 bzw. 850 m.ü.M entstammten vegetationskundlich der montanen Weisstannen-Buchen-Stufe (Tab. 1).

Die meisten Untersuchungsobjekte befanden sich im Kanton Zürich (85 Schläge und die acht Waldflächen). Die restlichen 28 Objekte lagen in den Kantonen Aargau (13), Thurgau (12), St. Gallen (2) und Zug (1).

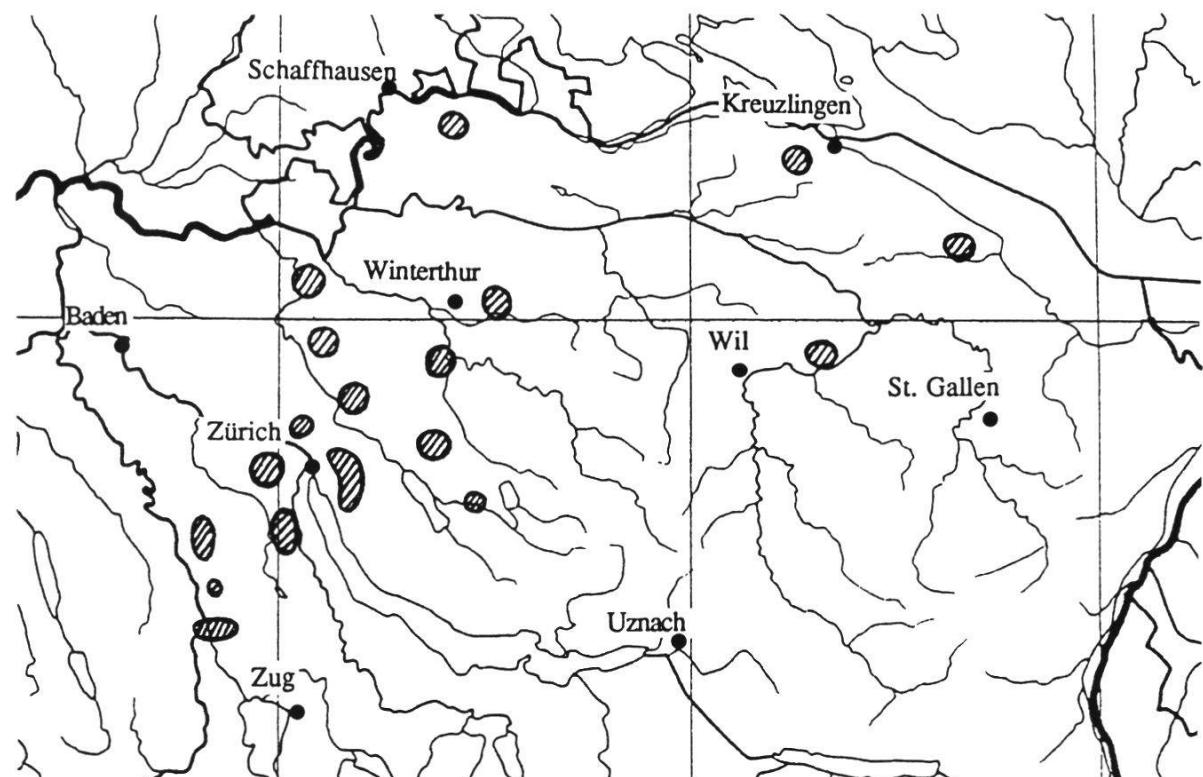


Fig. 1. Geographische Lage der Untersuchungsgebiete (reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 22.2.1994).

Locations of the study area (copyright permission by the Swiss Federal Office of Topography, February 22, 1994).

Tab. 1. Geographisch-standortskundliche Angaben zu den Untersuchungsobjekten.
Geographical information and description of the study objects.

Aufn.nr.: Die Aufnahmenumerierung erfolgte vierstellig. Die Tausender codieren den Kanton (1, 2 und 3 für den Kanton Zürich, 4 = Aargau, 5 = Zug, 6 = Thurgau und 7 = St. Gallen), die Hunderter die Region und die Zehner das Untersuchungsobjekt. Die Einer stehen für die Aufnahmenumerierung innerhalb des Untersuchungsobjektes. Dauerflächen wurden mit einem D gekennzeichnet, Waldaufnahmen mit einem W. - *The relevé-number is a four-digit code: The first digit stands for the canton (1, 2 and 3 for the canton Zürich, 4 = Aargau, 5 = Zug, 6 = Thurgau and 7 = St. Gallen), the second for the region, the third for the study object. The last digit counts the relevés within the study object. Permanent plots are marked with a "D", relevés of forest with a "W".*

Geologie: All = Alluvialböden - *alluvial soils*; ETS = "Erosions"-Terrassen in den Niederterrassenschottern und spätwürmeiszeitliche Schotter, z.T. von Auenlehm bedeckt - *Erosion terraces in the late Quaternary stages and late Würm glacial gravel, partly covered with alluvial loam*; RM = Rissmoräne - *Riss moraine*; OSM = Obere Süsswassermolasse - *Upper Freshwater Molasse*; ÜWS = überfahrene würmeiszeitliche Schotter und Akkumulationsniveaux der Niederterrassenschotter, z.T. lössbedeckt - *overridden gravel horizons of the Würm glacial and late Quaternary stages, partly covered with loess*; WM = Würmmoräne - *Würm moraine* (aus HANTKE 1967).

Aufn.nr. (Anz. Aufn.)	Gemeinde	Ort	Höhe in m	Exposition	Neigung in %	Geologie	Koordinaten
1120 (3/D)	Zürich	Banholz(unterh.Str.)	585	NW-W	11-20	OSM/WM	684.50/250.13
1130 (4)		Banholz (oberh. Str.)	595	WNW-W	10-15	WM	684.53/250.10
1139 (W)		Banholz (oberh. Str.)	600	W	15	WM	684.50/250.03
1140 (2/D)		Seelein	645	N	5	(OSM)/WM	684.93/249.45
1150 (2/D)		Seelein	645	NE	4-5	(OSM)/WM	684.80/249.25
1170 (2)		Waldhüsli	630	NNE, ESE	5	(OSM)/WM	685.18/249.53
1179 (W)		Waldhüsli	625	ENE	9	WM	685.18/249.58
1211-1227 (17/D)	Adlisberg	Unter Berg (WSW)	560	S-W	5-20	(OSM)/WM	685.73/247.00
1240 (2/D)		Dolder (W)	585	W	8	WM	685.63/247.95
1260 (2/D)		Dolder (W)	580	W	8	WM	685.58/247.95
1270 (2/D)		Dolder (SW)	590	SW	17	WM	685.68/247.93
1280 (2)		Lätten, Gockhausen	640	N	8	OSM	687.30/247.95
1310 (3/D)	Altstetten	Chälberhau	515	N	6-8	WM	678.15/247.90
1320 (4/D)		Chälberhau	510	N-NE	4-5	WM	678.08/248.10
1330 (2/D)		Rosshau	520	NE	13	WM	677.45/248.45
1340 (4/D)		Frauenmatt	550	WSW	13-10	WM	677.13/248.43
1350 (2/D)		Chälberhau	515	NNE	5-7	WM	678.10/248.00
1410 (2/D)	Schlieren	Schlatt	555	N	4	WM	675.95/248.55
1419 (W)		Schlatt	555	N	5	(OSM)/WM	675.98/248.63
1510 (1/D)	Urdorf	Hau	555	W	8	(OSM)/WM	675.68/248.48
1519 (W)		Hau	550	W	12	(OSM)/WM	675.60/248.50
1520 (2)		Hau	565	N	7	OSM/(WM)	676.00/248.09
1610 (2)	Dübendorf	Rüti	585	NNE	2-7	WM	688.78/247.55
1620 (2)	Zch.-Witikon	Banholz	625	SE, SSE	8-12	(OSM)/WM	688.35/247.03
1630 (2)	Zch.-Witikon	Banholz	615	ESE	0	WM	688.53/246.95
1640 (2)	Dübendorf	Banholz	610	NNE, WNW	3-6	WM	688.48/247.10
1650 (2)	Zch.-Witikon	Öschbrig	690	W	9-11	WM	688.33/245.98
1660 (2)	Zch.-Witikon	Öschbrig	690	SSW	7-8	WM	688.35/245.93
1670 (2)	Dübendorf	Geeren	580	NE	5-6	(OSM)/WM	688.73/247.70
1680 (2)	Zch.-Witikon	Bogen	675	WNW-NNE	2-3	WM	688.95/246.03
1690 (2)	Zch.-Witikon	Bogen	670	S	10-11	WM	688.80/245.80

Tab. 1 (Forts. - *continued*)

Aufn.nr. (Anz. Aufn.)	Gemeinde	Ort	Höhe in m	Exposition	Neigung in %	Geologie	Koordinaten
1710 (2)	Zollikon	Schmärtlen	560	W	4-7	WM	687.13/242.88
1720 (4)		Schmärtlen	570	WSW, SSW	3-5	WM	687.23/242.98
1730 (2)		Schmärtlen, Rumensee	560	WSW	10	WM	687.18/242.80
1740 (2)		Rumensee	545	W	5	WM	687.10/242.70
1750 (2)		Chli Gfenn	565	W	5	WM	686.98/244.80
1760 (1)		Rehalp	545	W	8	WM	686.70/244.90
1770 (2)		Werenbach, Chli Gfenn	570	N	5	WM	687.20/244.95
1810 (2)	Dietlikon	Ägert	435	NNE	2	WM/(All)	689.63/251.68
1820 (2)	Dietlikon	Hard	470	W	<1	WM	687.98/253.78
1830 (2)	Wallisellen	Im Gatter	470	W	2	WM	687.48/254.10
1840 (2)	Opfikon	Häuli	460	SSW	10-12	WM	686.43/254.58
1850 (2)	Opfikon	Häuli	460	W	5	WM	686.35/254.60
1860 (2)	Dietlikon	Ägert	435	ENE	2-4	WM/(All)	689.15/251.43
1870 (2)	Dietlikon	Ägert	435	SSE	5	WM/(All)	689.53/251.53
1880 (1)	Dietlikon	Hagenholz	485	W	2	WM	688.03/254.73
1890 (1)	Opfikon	Hard	455	SSW	7	WM	686.58/254.83
1910 (2)	Zch.-Affoltern	Hürstholz	455	E	1	WM	681.43/252.78
1919 (W)	Zch.-Affoltern	Hürstholz	455	SSE	5	WM	681.40/252.80
1920 (2)	Zch.-Affoltern	Hürstholz	455	SSW	7	WM	681.33/252.83
1930 (1)	Zch.-Seebach	Schwandenholz	440	N	4	WM/ÜWS	682.35/253.20
2110 (1)	Bonstetten	Tannenboden	640	W	13	WM	678.93/240.93
2120 (1)		Schladhau	630	NW	3	WM	678.70/240.03
2129 (W)		Schladhau	635	W	7	WM	678.78/240.05
2130 (1)		Birch	635	NE	12	WM	678.13/240.13
2140 (1)		Birch	635	NE	13	WM	678.18/240.15
2210 (1)	Ottenbach	Isenberg	505	WNW	5	WM	674.40/236.78
2310 (1)	Stallikon	Grossholz, Buchenegg	850	N	5	RM	680.45/238.30
2320 (1)		Grossholz, Buchenegg	830	NNW	5	RM	680.53/238.63
2410 (1)	Maschwanden	Wil	455	NE	3	WM	675.28/232.73
2420 (1)		Wil	455	WSW	10	WM	675.25/232.73
2430 (1)		Holzweid	450	WNW	8	WM	674.95/233.10
2440 (1)		Holzweid	430	W	5	WM/ÜWS	674.58/233.10
2510 (1)	Obfelden	Unterholz	420	WSW	7	WM	674.03/233.65
2610 (1)	Birmensdorf	Rameren	525	N	7	WM	676.05/246.48
2619 (W)		Rameren	525	-	0	WM	676.03/246.43
2620 (1)		Rameren	525	W	7	WM	675.88/246.18
2710 (1)	Uster	Oberustemer Wald	520	ENE	6	WM	698.43/245.25
2720 (1)		Oberustemer Wald	515	W	1	WM	698.48/245.33
2730 (1)	Nänikon	Näniker Hard	480	ESE	3	WM	695.38/248.23
2740 (1)		Näniker Hard	480	-	0	ETS	695.08/248.68
2750 (1)		Näniker Hard	480	WNW	2	ETS	695.13/248.73
2810 (1)	Volketswil	Leigrub	540	N	9	WM	695.68/250.05
2820 (1)		Sandgrueb	530	WSW	7	WM	695.58/250.15
2830 (1)		Sandgrueb	535	WSW	12	WM	695.60/250.23
2910 (1)	Illnau	Retteneich	535	NNE	5	WM	695.35/251.33
2920 (1)		Grütforen	530	W	4	ÜWS/(WM)	695.43/250.83
2930 (1)		Grütforen	530	NNW	1	ÜWS/(WM)	695.33/250.95
2939 (W)		Grütforen	530	W	3	ÜWS/(WM)	695.33/250.98
3110 (1)	Nürensdorf	Oberholz	565	SSW	2	WM	693.25/256.30
3120 (1)		Oberholz	565	SSW	6	WM	693.18/256.28
3130 (1)		Hohenasp	580	S	10	WM	692.93/256.88
3140 (1)		Hohenasp	585	SSW	9	WM	692.85/256.93
3210 (1)	Lindau	Buech	540	WNW	9	WM	692.58/255.85
3310 (1)	Bassersdorf	Hagenholz	485	NNW	1	WM	688.03/254.88
3320 (1)		Töbeli	470	SSE	9	WM	688.33/254.50
3410 (1)	Kloten	Hard	465	NE	3	WM	686.58/255.08
3510 (1)		Höhragen/Hagebuchen	425	SE	3	ETS/(WM)	682.30/262.03
3520 (1)	Bülach	Höhragen	435	N	4	WM	682.00/262.30

Tab. 1 (Forts. - *continued*)

Aufn.nr. (Anz. Aufn.)	Gemeinde	Ort	Höhe in m	Exposition	Neigung in %	Geologie	Koordinaten
3530 (1)	Bülach	Lärchenischlag Pt. 416	420	SW	2	WM	681.70/264.73
3540 (1)		Lärchenischlag	420	W	6	WM	681.88/264.73
3610 (1)	Winterthur	Lindberg, Eichbüel	530	W	5	WM	698.25/263.30
3620 (1)		Lindberg, Pt. 530	530	NW	8	WM	698.73/263.58
4110 (1)		Falterhau	585	NE	4	WM	672.18/243.55
4120 (1)		Plattenholz	595	S	6	WM	672.65/243.13
4130 (1)		Plattenholz	585	SW	5	WM	672.73/242.98
4140 (1)	Oberwil, Lielii	Breithau	590	NE	5	WM	673.15/242.55
4150 (1)		Birchhau	590	ENE	5	WM	672.95/243.28
4160 (1)		Plattenholz	590	SW	7	WM	672.78/243.03
4170 (1)		Oberholz	665	ESE	7	OSM	672.90/244.55
4210 (1)		Fronwald	590	S	3	WM	673.33/242.33
4220 (1)		Fronwald	600	ENE	8	WM	673.55/242.23
4230 (1)	Arni	Pfaffenächer	590	W	10	WM	673.53/241.95
4240 (1)		Chapf	610	NW	8	WM	674.90/241.48
4250 (1)		Fronwald	595	NNW	8	WM	673.60/242.28
4310 (1)	Unterlunkhofen	Bärhau	575	ENE	8	WM	672.70/242.15
5110 (1)	Hünenberg	Rüssspitz	390	SE	5	All	673.63/233.00
6110 (1)	Schlattingen	Josenbuck	435	ENE	2	WM	699.30/278.63
6210 (1)		Schaaren	405	W	2	ETS	695.05/282.00
6220 (1)	Diessenhofen	Schaaren	405	NNW	2	ETS	695.20/282.28
6230 (1)		Dietenboden/Buechberg	440	WNW	4	WM	696.43/280.93
6310 (1)		Alt Romishorner Wald	440	SSE	1	WM	742.28/269.25
6320 (1)	Romanshorn	Neuwald	440	-	0	WM	743.13/270.00
6330 (1)		Alt Romishorner Wald	435	SW	4	WM	742.70/269.33
6410 (1)	Uttwil	Cholisloch	445	-	0	WM	742.58/269.98
6510 (1)		Nonnenwishau	530	N	3	WM	725.63/278.93
6520 (1)	Ermatingen	Riederhau	565	NE	7	WM	725.30/277.55
6530 (1)		Langwischau	545	SW	5	WM	725.25/278.40
6540 (1)		Althau	565	N	2	WM	725.93/277.28
7110 (1)	Niederhelfen-	Hohrain/Billwilerhald.	570	S	11	WM	730.75/258.63
7120 (1)	schwil	Hohrain	575	SSE	10	WM	730.13/259.40

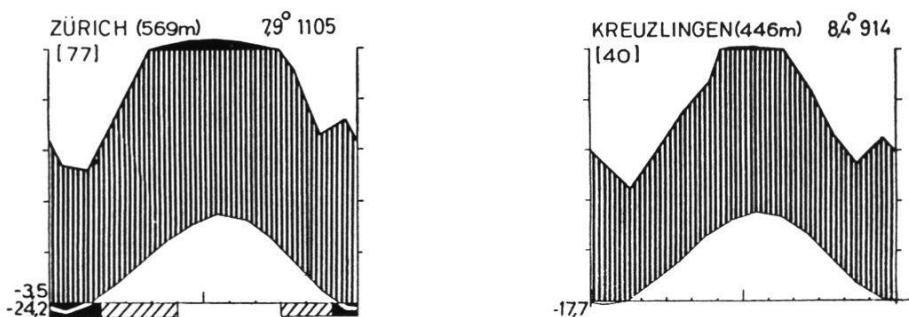


Fig. 2. Das Klimadiagramm von Zürich (nach WALTER und LIETH 1967) steht stellvertretend für die durchschnittlichen Bedingungen des schweizerischen Mittellandes, dasjenige von Kreuzlingen gibt die speziellen Verhältnisse im Norden des Untersuchungsgebietes wieder. *The climate diagram of Zürich (after WALTER and LIETH 1967) shows the average conditions of the Swiss Midlands. The second diagram of Kreuzlingen demonstrates the special conditions in the northern part of the study area.*

2.2. KLIMA

Klimatisch gehörte das ganze Untersuchungsgebiet zu einer feucht-ozeanischen Zone mit gemässigten Temperaturen und Niederschlägen (vgl. Fig. 2). Infolge des Vorherrschens westlicher Luftströmungen liegt das schweizerische Mittelland im Einflussbereich der warmen und feuchten, vom Ozean kommenden Winde und besitzt deshalb ein milderes Klima als seiner Breitenlage eigentlich entsprechen würde (BRÜCKMANN 1928). Trotzdem ist eine ausgeprägte, aber nicht sehr lange, kalte Jahreszeit auszumachen (WALTER und LIETH 1967). Die mittlere Januartemperatur beträgt für das ganze Untersuchungsgebiet zwischen +1° und -2°C, die mittlere Julitemperatur ungefähr 15° bis 18°C (LANDOLT mündl.). Die Vegetationsperiode der collinen Stufe dauert 230 bis 180 Tage, diejenige in der montanen Stufe rund 170 Tage (FAP-Reckenholz 1988). Die Niederschläge sind über das ganze Jahr verteilt mit einem ausgeprägten Maximum im Sommer (Fig. 2). In Figur 3 sind die Niederschlagsverhältnisse im Untersuchungsgebiet abgebildet. Der trockenere Norden (Region Diessendorf und Kreuzlingen) weist eine mittlere jährliche Niederschlagsmenge von rund 800 bis 900 mm auf. Auch im Nordosten (Region Romanshorn) sowie in der Region Bülach-Kloten-Dübendorf-Seebach liegen die jährlichen Niederschlagsmengen noch unter 1000 mm. Im restlichen Untersuchungsgebiet waren feuchtere Verhältnisse zu erwarten. Die Untersuchungsflächen in Stallikon und Bonstetten entstammten der Region der Albiskette mit den höchsten mittleren jährlichen Niederschlagsmengen des Untersuchungsgebietes (1200 bis 1400 mm).

Das Klimadiagramm von Kreuzlingen gibt die speziellen Verhältnisse des Nordens wieder, dasjenige von Zürich die durchschnittlichen Bedingungen des restlichen Gebietes (Fig. 2).

Während der Untersuchungsdauer 1989-1992 konnte aus den Berichten der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA 1989-1992) folgendes Wettergeschehen für das nördliche und östliche schweizerische Mittelland zusammengefasst werden:

1989: In den meisten Landesteilen wies das Jahr 1989 einen beträchtlichen Wärmeüberschuss auf, zu dem alle vier Jahreszeiten beitrugen. In den Niederschlägen der Alpennordseite lagen die Jahreswerte 1.5 bis 2°C über der Norm. Auch die Besonnung verzeichnete überdurchschnittliche Werte. Demgegenüber erreichten die Niederschläge im Mittelland nur 60 bis 70 Prozent der durchschnittlichen Jahresmengen. Einzig der April überraschte mit einem beträchtlichen Überschuss.

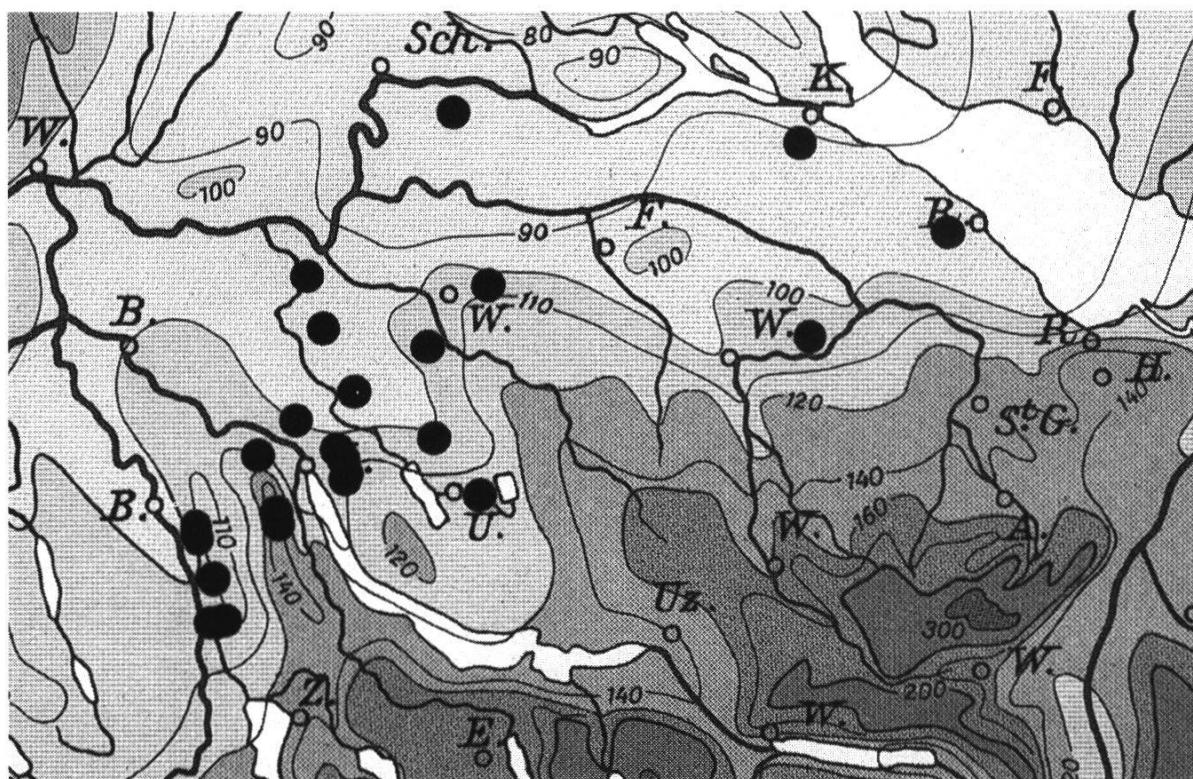


Fig. 3. Niederschlagsverhältnisse im Untersuchungsgebiet (nach IMHOF 1965).
Precipitation in the study area (after IMHOF 1965).

1990: Von den zwölf Monaten des Jahres 1990 brachten zehn einen teils mässigen, teils beträchtlichen Wärmeüberschuss. Für Zürich und weitere Orte in der Nord- und Ostschweiz waren es die höchsten Jahrestemperaturen seit mindestens 120 Jahren mit dem wärmsten Februar seit Messbeginn im Jahre 1864. Gegenüber dem Vorjahr unterschied sich dieses Jahr durch mehrheitlich grössere und vielerorts überdurchschnittliche Niederschlagssummen. Trotz dieser Zunahme der Niederschläge blieb das Jahr 1990 nördlich der Alpen überdurchschnittlich sonnig.

1991: Der auch im Jahre 1991 ausgewiesene Wärmeüberschuss von 0.5 bis 1°C war im Vergleich zum Vorjahr deutlich zurückgegangen. Der Winter 90/91 war bei weitem nicht mehr so mild wie die drei vorangegangenen Winter. Der einzige ausgesprochen kühle Monat war aber der Mai, während im August und September grosse Wärmeüberschüsse gemessen wurden. Bezuglich Niederschlägen war eine sich verstärkende Trockenheit festzustellen, die sich vor allem in den Gebieten nördlich der Alpen ausweitete. Die Jahreswerte der Sonnenscheindauer lagen in allen Landesteilen über der Norm.

1992: Das Jahr 1992 verzeichnete wiederum einen ausserordentlich hohen Wärmeüberschuss mit einem vor allem überdurchschnittlich warmen Sommer. Es war das fünfte aufeinanderfolgende Jahr mit einer deutlich positiven Temperaturabweichung im Jahresschnitt. Die Niederschlagsmengen verzeichneten meist nur geringe Abweichungen, und die jährliche Sonnenscheindauer entsprach fast überall dem mehrjährigen Mittelwert.

2.3. GEOLOGIE

Prägend für das geologische Bild der Schweiz ist die alpine Gebirgsbildung. Dies gilt nicht nur für die Alpen, sondern auch für das Mittelland, in welchem sich während rund 30 Millionen Jahren der Abtragungsschutt der werdenden Alpen sammelte (LABHART 1992). So sind über dem Mesozoikum (Trias, Lias, Dogger und Malm) in kilometerdicker Schicht verschiedene Molassegesteine (Untere Süsswassermolasse, Obere Meeresmolasse und Obere Süsswassermolasse) abgelagert. Als Konglomerate (Nagelfluh, am Alpenrand), Sandsteine, Tone und Mergel sind es Trümmer sedimente. Diese Abtragungsprodukte der Alpen im Tertiär sind auf weite Strecken überdeckt von einer dünnen Schicht Lockergestein, vorwiegend Moräne und Schotter, die Zeugen eiszeitlicher Vergletscherung sind. Die Dicke dieser Oberflächenschichten können zwischen einigen wenigen und einigen hundert Metern schwanken (LABHART 1992).

Bei dieser Arbeit wurden vor allem Waldflächen auf Würmmoränen d.h. auf Ablagerungen der jüngsten Vereisung, deren Ende nur etwa 10'000 bis 15'000 Jahre zurückliegt, untersucht. Auch aus dieser Zeit stammen die Muttergesteine der ergänzend beigezogenen Schläge über Erosionsterrassen und überfahrenen würmeiszeitlichen Schottern. Es handelt sich also um relativ junge Böden. Demgegenüber sind die Böden auf Rissmoräne rund 120'000 Jahre alt (FAP-Reckenholz 1988).

Wegen der geringen Hangneigung der ausgewählten Objekte waren Störungen in der Bodenentwicklung durch Erosions- und Akkumulationsprozesse eher unwahrscheinlich. Solche Vorgänge waren aber für die Entwicklung der zusätzlich untersuchten Alluvialböden ausschlaggebend.

In den welligen bis hügeligen Würmmoränegebieten kommen vorwiegend tiefgründige, nicht oder nur mässig vernässte Böden vor: Braunerden, Parabraunerden und - nur unter Wald - saure Braunerden. Die Waldböden sind unter sonst gleichen Bedingungen durch den Anfall saurer Nadelstreu, durch die

geringen Erosionserscheinungen und durch die fehlende künstliche Zufuhr basischer Kationen (Düngung) saurer als die landwirtschaftlich genutzten Böden (FAP-Reckenholz 1988). Auf Verhagerungskanten oder in Plateaulagen unter Wald kommen stark saure Böden im Raum Zürich sogar über Würmmoränen grossflächig vor (KLÖTZLI mündl.).

2.4. WALDVERHÄLTNISSE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

Dem schweizerischen Landesforstinventar (LFI, MAHRER 1988) kann entnommen werden, dass 24,2% des schweizerischen Mittellandes bewaldet sind. Urwälder, d.h. "ausgedehnte Waldkomplexe, deren Standorte, Vegetation, Baumartenmischung und Aufbau seit jeher ausschliesslich durch natürliche Standort- und Umweltfaktoren bedingt wurden" (LEIBUNDGUT 1982), fehlen im Untersuchungsgebiet. Mindestens 96% des zugänglichen Mittellandwaldes (ohne Gebüschwald) wurden vom Menschen in den letzten 30 Jahren forstlich genutzt und gepflegt (MAHRER 1988). Bei dieser Waldbewirtschaftung können Schlagfluren flächenweise begründet werden. Im Mittelland kommt vor allem der schweizerische Femelschlag (LEIBUNDGUT 1948) zur Anwendung.

Gemäss dem LFI (MAHRER 1988) sind im Untersuchungsgebiet rund 0.5% der Gesamtwaldfläche junge Schlagfluren (vorübergehend nicht bestockte Flächen) und 9.9% des zugänglichen, bestockten Waldes (ohne Gebüschwald) Ausbildungen späterer Sukzessionsstadien (Jungwüchse und Dickungen). Dabei bestehen Jungwüchse und Dickungen aus Jungwaldpflanzen von 30 cm Höhe bis zur Kluppierungsschwelle von 12 cm Brusthöhendurchmesser (BHD). Diese Jungwälder sind aus Pflanzungen und Naturverjüngungen entstanden. Sie sind mindestens 5 Aren gross und mit Überhältern bis zu höchstens 40% überschirmt.

Die in dieser Arbeit untersuchten Schlagflächen wiesen eine Mindestgrösse von 2.7 Aren auf. In der Regel waren sie aber über 10 Aren gross. Die durchschnittliche Flächengrösse betrug rund 23 Aren.

2.5. GESETZLICHER RAHMEN FÜR DIE SCHLAGPRAXIS

Die nachteiligen Folgen von Kahlschlägen wie ausgiebige Hochwasser- und Geschiebeführung, Erosionserscheinungen und vermehrte Windwürfe in angrenzenden Beständen führten dazu, dass Kahlschläge durch das eidgenössi-

schen Forstpolizeigesetz von 1902 (Bundesgesetz betreffend die eidgenössische Oberaufsicht über die Forstpolizei) in Schutzwaldungen in der Regel untersagt wurden. Dabei ist nach der Vollziehungsverordnung von 1965 zu diesem BG unter Kahlschlag "die vollständige oder weitgehende Räumung des Holzvorrates auf einer unverjüngten Waldfläche zu verstehen". Eine Definition nach Flächenausdehnung fehlt. Ausnahmen bezüglich dem Kahlschlagverbot werden in dieser Vollziehungsverordnung folgendermassen geregelt: "Kahlschläge in Schutzwaldungen sind zulässig zur Durchführung von forstamtlich angeordneten oder bewilligten Verjüngungsmassnahmen, zur Umwandlung von Stockausschlagbeständen in Hochwald oder zur Bewirtschaftung von Niederwald, sofern dadurch nicht wichtige Schutzwirkungen beeinträchtigt werden". Nach Art. 15 Abs. 3 können in Schutzwäldern auch Kahlschläge zugelassen werden, wenn sie für Anlagen von öffentlichem Interesse notwendig sind. In Nichtschutzwaldungen sind nach dem Forstpolizeigesetz "Kahlschläge und Holznutzungen, die in ihrer Wirkung Kahlschlägen nahekommen, in Hochwaldungen nur mit Bewilligung der kantonalen Instanzen gestattet."

Auch im neuen Waldgesetz von 1991 (Bundesgesetz über den Wald), das am 1. Januar 1993 in Kraft getreten ist, sind Kahlschläge und in ihren Auswirkungen kahlschlagähnliche Holznutzungsformen verboten. Es wird aber nicht mehr zwischen Schutz- und Nichtschutzwaldungen unterschieden.

3. METHODEN

3.1. VEGETATIONSKUNDLICHE METHODEN

Auf den **113 untersuchten Schlagfluren** (vgl. Tab. 1) wurden **230 Vegetationsaufnahmen** nach BRAUN-BLANQUET (1964) leicht verändert durchgeführt. Die Anforderungen an solche offene Aufnahmeflächen sind: eine Mindestgrösse von 25-100 m², Einheitlichkeit bezüglich Neigung, Bodeneigenschaften, Bewirtschaftung etc. sowie Homogenität (LANDOLT, Exkursionsunterlagen). Während die ersten beiden Kriterien durch geeignete Auswahl der Fläche noch erfüllt werden konnten, bereitete die übliche Inhomogenität solcher Vegetationstypen sowohl in ihrer Horizontal- wie auch Vertikalstruktur doch etwelche Probleme bei der Flächenfestlegung. Die subjektive Auswahl erfolgte deshalb nach bezüglich Standort und Vegetation möglichst homogenen, und um Randeffekte zu vermeiden, zentrumnahen Flächen. Da Schlagfluren eine Art Pionierfläche mit einem sehr grossen und von Schlag zu Schlag stark differierenden Minimalareal darstellen, wurde die Vegetationsaufnahme immer in einer Einheitsfläche von rund 50 m² (7 m x 7 m) durchgeführt. Wegen den diversen ökologischen Fragestellungen (vgl. Kap. 1.3.) erfolgte die Flächenfestlegung also nicht nach rein pflanzensoziologischen Gesichtspunkten.

Schwierigkeiten traten zum Teil bei der Aufnahme später Sukzessionsstadien durch die zunehmende Verbuschung auf. Vor allem dichte Brombeerbestände (*Rubus* sp.) konnten ein fast undurchdringbares Hindernis bilden.

Die etwas abgeänderte Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) zur Erfassung des Pflanzenbestandes auf der Schlagfläche sah folgendermassen aus:

- Auf die unterste Stufe der Deckungswertskala - das Zeichen r - wurde wegen der oft sehr inhomogenen Verteilung der Individuen verzichtet. So kam es vielfach vor, dass eine Art in der Aufnahmefläche nur mit einem einzelnen Individuum, im umgebenden Bestand aber häufig vertreten war.
- Kleine Farn- und Blütenpflanzen mit mindestens zehn Individuen wurden auch bei einer unter 1% liegenden Deckung mit der modifizierten Deckung 1 aufgenommen. Ab 50 Individuen erhielten diese Pflänzchen trotz einer unter 5% liegenden Deckung einen Deckungswert 2 zugesprochen.
- In der Einheitsfläche wurden auch die Moose aufgenommen. Es wurden aber nur Erdmose mit einer Deckung von mindestens 1% berücksichtigt, da die ökologische Aussagekraft der Rinden- und Gesteinsmose wie auch

der Moose mit kleiner Deckung für die Fragestellung dieser Arbeit gering war. Zusätzlich handelte es sich bei den Moosen mit geringer Deckung oftmals um Rindenmose, die nach dem Vermodern des Holzes eine gewisse Zeit am Boden überdauern konnten.

- Zusätzliche Arten von Farn- und Blütenpflanzen, die ausserhalb der 50 m²-Fläche in einem strukturell aber ähnlichen Teil der Kahlfläche wuchsen, wurden ergänzend mit einem "-" aufgenommen. Die Arten der Sonderstandorte wie Fahrrinne, Feuerstelle und Randbereiche der Schlagfläche zu Wald, Wiese oder Weg wurden mit einem ":" in die Artenliste der ganzen Kahlfläche aufgenommen. Diese Angaben waren vor allem wichtig für Aussagen über die Bedeutung der Schlagfluren für das Überleben seltener Pflanzen (Pflanzen der Roten Liste des schweizerischen Mittellandes).

Die Bestimmung und Nomenklatur der Blüten- und Farnpflanzen erfolgte nach HESS et al. (1976-80), ergänzt durch OBERDORFER (1983), diejenige der Moose nach FRAHM und FREY (1987). Für die Weiden wurde auch der Schlüssel von LAUTENSCHLAGER (1989), für die verholzten Gartenflüchtlinge und Kulturpflanzen derjenige von FITSCHEN (1987) beigezogen. Nicht sicher bestimmte Arten wurden mit einem "*" in der Vegetationstabelle vermerkt.

Schwierigkeiten traten vor allem beim Bestimmen der juvenilen *Sambucus*- und *Salix*-Arten wegen ungenügender Merkmalausbildung und -differenzierung auf sowie bei den *Salix*-Arten und den Arten der *Epilobium obscurum*-Gruppe wegen häufig vorliegender Bastardierung.

Sambucus nigra und *S. racemosa* wurden deshalb für die Auswertung als *S. nigra* s.l., der Bastard *Salix x rubens* (*S. alba* x *S. fragilis*) mit *S. alba* zusammengefasst. Weiter konnten viele *Salix*-Individuen nur auf dem Gattungsniveau angesprochen werden. Sie fanden als *Salix* hybr. Eingang in die Vegetationstabelle.

Die Unterscheidung von *Epilobium adenocaulon* zu *E. adnatum* und *E. lamyi* erfolgte konsequent nach den Drüsenhaaren. Während Stengel, Kelch und auch die Kapseln von *E. adenocaulon* oft dicht mit Drüsen besetzt waren, sind *E. adnatum* und *E. lamyi* drüsenlos. Das ausläuferbildende *E. obscurum* konnte in keiner Fläche ausgemacht werden.

Für die Auswertung wurden der Einfachheit halber weitere Arten derselben Gattung zusammengefasst: *Aquilegia vulgaris* und *A. atrata* als *A. vulgaris* s.l. sowie alle *Polygonum aviculare*-Kleinarten als *P. aviculare* s.l. Auch auf eine Unterscheidung von *Hypericum desetangii* und *H. erosum* sowie *Eriogonum annuum* und *E. strigosus* wurde verzichtet. Es handelte sich dabei aus-

schliesslich um je nach Entwicklungszustand nur schwierig zu unterscheiden-
de Arten, die auch ökologisch keine Differenzierung zuließen.

Um den Pflanzenbestand strukturell zu beschreiben, wurde im Sommer die Deckung der Strauchschicht und Krautschicht (Pflanzen bis 100 cm Höhe, aufgeteilt in Rosengestrüpp, *Rubus*-Gestrüpp und sonstige verholzte Pflanzen) aufgenommen sowie die Deckung der Dikotyledonen, Monokotyledonen, Moose und Vegetationslücken. Die Deckungssumme erreichte wegen der Überlappung der einzelnen Schichten zum Teil Werte über 200 %. Die Deckung der Frühlingsaufnahmen mit ihren Geophyten wurde dabei nicht berücksichtigt, um die Summenwerte nicht weiter zu erhöhen.

Schlagflächen sind oft sowohl bezüglich Standort als auch bezüglich Vegetationsdecke sehr inhomogen. Je nach Ausgangssituation und Ausbreitungsstrategie können gewisse Pflanzen immer wieder grössere Herde bilden. **Um die Variabilität der Pflanzendecke von 50 m²-Flächen auf einer Schlagfläche abschätzen zu können, wurden bei 42 Untersuchungsobjekten zwei oder mehr (bis 16) Aufnahmen gemacht**. Diese Aufnahmen waren immer direkt benachbart zur ersten und wurden entlang dem Gefälle in einer Linie angeordnet. Ausnahmen bezüglich direkter Nachbarschaft waren die drei Untersuchungsobjekte 1320, 1340 und 1720 mit strukturell stark verschiedenen Pflanzenbeständen. Bei diesen wurden je zwei Erhebungsflächen im Zentrum der einzelnen Struktureinheiten, d.h. nicht direkt benachbart angelegt.

Die Aufnahmen erfolgten in den Jahren 1989-1992. Alle Flächen wurden mindestens zweimal besucht; einmal im Frühling und einmal im Sommer und oder Spätsommer, um eine möglichst komplettete Artenliste der Schlagflächen zu erhalten. Bei entsprechender Wahl der Aufnahmezeitpunkte konnten die meisten Pflanzenarten in ihrem Deckungsmaximum des entsprechenden Jahres erfasst werden. Die Frühlings- und Sommer- oder Spätsommeraufnahmen wurden für die Auswertung zusammengefasst, indem bei mehrmals vorkommenden Arten der höhere Deckungswert berücksichtigt wurde.

Nach einem Kahlschlag setzt auf der bearbeiteten Fläche eine relativ rasch ablaufende, sekundäre Sukzession ein (DIERSCHKE 1988). **Um einige Informationen über den Verlauf der Sukzession zu erhalten, wurden auf 14 Untersuchungsobjekten 27 Dauerflächen à 50 m² eingerichtet**. Sie wurden zwischen Juni 1989 und April 1992 jährlich zweimal besucht, einmal im Frühjahr und einmal im Sommer. Dabei erfolgten die Vegetationsaufnahmen immer in den dem ersten Untersuchungsjahr entsprechenden Wochen.

Zusätzlich wurden zum Vergleich acht Waldflächen (vgl. Tab. 1) untersucht.

3.2. STANDORTSKUNDLICHE METHODEN

3.2.1. Datenerhebungen im Felde

Neben den üblichen Standortsangaben wie **Meereshöhe**, **Exposition**, **Neigung** (mittels Clinometer) und **Lage im Gelände** wurden weitere Messungen im Felde durchgeführt. So wurde auf allen 121 Untersuchungsobjekten (113 Schlag- und acht Waldflächen) mit dem Hellige-Indikator aus mehreren Messungen ein **pH-Profil** und mit der Salzsäure-Methode (10 %ig) ein **CaCO₃-Gehalt-Profil** für die Aufnahmefläche erstellt. Die pH-Messungen erfolgten an mindestens drei Bohrkernen, verteilt auf die Aufnahmefläche. Wegen steinigem Untergrund konnte die gewünschte Bohrkerntiefe von 60 cm mit dem Pürckhauer oft nicht erreicht werden. Für das CaCO₃-Profil wurde mit einem holländischen Sandbohrer, auch Richard-Bohrer genannt, ein Bohrkern entnommen. Die Messungen sollten bis in eine Tiefe von 60 cm oder mindestens bis zu einer Tiefe mit heftiger Karbonatreaktion erfolgen. Von einigen ausgewählten Untersuchungsobjekten ohne heftige Karbonatreaktion wurden weitere Proben aus noch grösseren Tiefen entnommen, um die Lage der Karbonatgrenze festzustellen.

Weiter wurde die **Schlaggrösse** gemessen sowie im Zentrum der Aufnahmefläche die **Sonnenscheindauer** während der für die Vegetation relevanten Zeit von anfangs März bis Ende September mit dem Horizontoskop nach CERNUSCA (1982) eruiert. Dabei interessierte vor allem die nach erfolgtem Schlag zu Beginn der Sukzession verfügbare Sonnenscheindauer. Deshalb wurden die bereits aufgelaufenen Sträucher nicht berücksichtigt. Um die Messmethode zu vereinfachen, erfolgte die Messung in 1 m Höhe. Das Resultat war bei Nichtbeachtung der Eigenbeschattung (Beschattung durch Schlagflora) im allgemeinen mit der Sonnenscheindauer in unmittelbarer Bodennähe vergleichbar. Für die Auswertung wurde die relative Sonnenscheindauer in Prozent errechnet, d.h. die gemessenen absoluten Werte auf die maximal mögliche Sonnenscheindauer zwischen März und September in dieser geographischen Breite bezogen.

Je nach Wurzeltiefe der Pflanzen können sich die im Profil ändernden Bodenfaktoren unterschiedlich auf die Pflanzen auswirken. Deshalb wurde der durchschnittliche **Hauptwurzelhorizont** der Pflanzen in den einzelnen Untersuchungsobjekten aufgenommen.

All diese Angaben wurden ergänzt durch eine **vergleichende Mikroklimamessung** zwischen einem Schlag und einer benachbarten Waldfläche auf ähn-

lichem Standort. Damit sollte der Einfluss des "Kahlhiebes" auf das Mikroklima aufgezeigt werden. Diese Messerie erfolgte zwischen dem 5. und dem 9. August 1991 auf dem Schlag 1120 und der Waldfläche 1139. Folgende Faktoren wurden dabei untersucht: Luft- und Bodentemperatur, maximale und minimale Temperatur der Versuchsdauer, Luftfeuchtigkeit, Lichtverhältnisse, Windsumme sowie Regenmenge. Die Messungen erfolgten in verschiedenen Höhen und Tiefen (vgl. Tab. 2). Die Serien mit einem Messintervall von 30 Minuten wurden automatisch im Data Logger des Typs Delta Logger von Delta-T-Devices aufgezeichnet.

Tab. 2. Versuchsanordnung bei der vergleichenden Mikroklimamessung zwischen dem Schlag 1120 und der benachbarten Waldfläche 1139 vom 5.8.91 bis 9.8.91.

Arrangement of the comparative measurements of the microclimate in the woodland clearing 1120 and the near forest plot 1139 from August 5, 1991 to August 9, 1991.

Gerät	Messhöhe Schlag (Anzahl Messonden)	Messhöhe Wald (Anzahl Messonden)	Messintervall Wald und Schlag
Thermohygraph	180 cm	160 cm	dauernd
Regenmesser	auf Boden gestellt	auf Boden gestellt	dauernd
Max/Min-Thermometer	170 cm	150 cm	dauernd
Licht-Quantenfänger	Bodenoberfläche	Bodenoberfläche	30 Min
	110 cm	110 cm	30 Min
	210 cm	210 cm	30 Min
Thermohgrometer	40 cm	40 cm	30 Min
	100 cm	90 cm	30 Min
	200 cm	200 cm	30 Min
Thermistoren	Boden in 10 cm (3)	Boden in 10 cm (2)*	30 Min
	30 cm (2)	- *	30 Min
	100 cm (2)	100 cm (1) *	30 Min
	200 cm (2)	200 cm (2) *	30 Min
Windmeter (Summe)	220 cm	220 cm	30 Min

* Ausfall von Thermistoren

3.2.2. Laborerhebungen

Durch einen Schlag ändert sich auf der behandelten Fläche nicht nur das Mikroklima gegenüber dem Ausgangswald, auch die Bodeneigenschaften werden durch die vermehrte Sonneneinstrahlung und das erhöhte Temperaturangebot, die mechanische Belastung sowie die fehlende Transpiration der Bäume verändert (vgl. ELLENBERG 1986 u.a.). Deshalb wurden auf den acht vege-

tationskundlich untersuchten Waldbeständen und auf ihren acht benachbarten Schlagflächen auf jeweils vergleichbarem Standort zusätzliche Bodenuntersuchungen zu den in 3.2.1. beschriebenen durchgeführt.

Von jeder dieser Probeflächen wurden am 3. oder 4. März 1992 mit mindestens sechs Einstichen drei Mischproben entnommen. Die erste entstammte der Bodenoberfläche (0-5 cm Tiefe), die zweite einer humusärmeren Schicht zwischen 5 und 15 cm. Mischprobe Nummer drei wurde in einer Tiefe von 20 bis 40 cm gesammelt. Die Tiefe der Probenentnahme konnte sich um wenige Zentimeter verschieben, falls deutlich sichtbare Horizonte eine andere Einteilung sinnvoll erscheinen liessen.

Die Analysen dieser Mischproben erfolgten durch das Labor Eric Schweizer AG in Thun nach den Methoden der Eidgenössischen Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau (FAP-Reckenholz, WALTHER et al. 1987). Neben der Bodenart (Fühlprobe) wurden die Mischproben nach Körnung, Skelettanteil sowie Humus- und Wassergehalt untersucht. Weiter wurde der pH-Wert, der Kalkzustand sowie die Nährstoffe K, Mg, P und N-min (mineralisierter Stickstoff) gemessen.

3.2.3. Datenerhebungen mittels Fragebogen

Nicht alle für die Vegetationsentwicklung und den Momentzustand entscheidenden Faktoren konnten direkt im Felde eruiert werden. Einige wichtige Zusatzinformationen mussten mit Hilfe eines Fragebogens an die Förster oder direkt im Gespräch mit diesen gesammelt werden. Die Fragen konnten dabei in drei Kategorien eingeteilt werden: Ausgangslage, Eingriff, Pflege.

Bei der "Ausgangslage" interessierte vor allem die Waldgesellschaft, die vor dem Schlag auf dem Untersuchungsobjekt stockte. Wichtig schien dabei auch die Kenntnis über die vorherrschende Baumart, die Waldbewirtschaftungsform sowie Besonderheiten und Auffälligkeiten der Untersuchungsflächen.

Die Fragen zum Eingriff betrafen den Schlagzeitpunkt, den Maschineneinsatz sowie das Ausmass der Verdichtung, Störung und Veränderung des Bodens bei diesem Arbeitseinsatz.

Nach erfolgtem Schlag übt der Förster durch seine Pflegemassnahmen weiterhin einen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung aus. Dies geschieht vor allem durch Einzäunung, Aufforstung, Mahd, Austrichtern und Herbizideinsatz. Damit lenkt der Förster die Sukzession zu einem von ihm erwünschten Waldbild. Diese Überlegungen wurden in der dritten Fragekategorie (Pflege) berücksichtigt.

3.3. SAMENVORRAT

Mit dem Samenvorratversuch sollte abgeklärt werden, ob die erschienenen Pflanzen erst nach erfolgtem Schlag einwanderten oder ob sie bereits an Ort und Stelle als Samen im Boden überdauerten.

Vermehrungs- und Ausbreitungseinheiten (Diasporen) können generativen wie auch vegetativen Ursprungs sein (vgl. POSCHLOD 1991a, 1991b, URBANSKA 1992). Die vegetative Überdauerungsorgane wie Zwiebeln, Knollen, Rhizome wurden wegen ihrer Kurzlebigkeit und dem meist geringen Ausbreitungspotential gegenüber den Samen und Sporen in dieser Arbeit aber nicht berücksichtigt. Bei den Farnpflanzen waren wegen den geringen morphologischen Unterschieden der zierlichen Pflänzchen in den frühen Entwicklungsphasen keine Gattungszuordnungen möglich. Die Anordnung der vereinzelt auftretenden Moose liess eine Kontamination der Bodenproben mit den sehr kleinen Sporen durch das mit einem feinmaschigen Gewebe "verschlossene" Fenster nicht ausschliessen. Aus diesen Gründen wurden die sich durch Sporen ausbreitenden Kryptogamen bei der Auswertung nicht einbezogen. Im Endeffekt wurden also nur die Samen und Früchte von Phanerogamen berücksichtigt, weshalb in diesem Zusammenhang von einem Samenvorratversuch gesprochen werden kann.

Für den Samenvorratversuch wurde auf **acht verschiedenen Untersuchungsobjekten** (vgl. Tab. 3) auf einer möglichst homogenen Fläche **je 15 Bodenproben** entnommen. Die Probenanordnung in drei Linien, die hangabwärts 5 m voneinander entfernt waren, sollte Hinweise bezüglich der räumlichen Varianz des Samenvorrates liefern. Innerhalb der horizontal verlaufenden Linie wurde jeden Meter eine Probe - insgesamt fünf - entnommen.

Tab. 3. Die Untersuchungsobjekte des Samenvorratversuches.
Sites of the seed pool experiment.

Untersuchungs-objektnummer	Kurzbeschrieb der Untersuchungsobjekte (inkl. Lokalität)	Geographische Verwandtschaft
1130	Schlag Zürichberg Banholz (oberhalb Strasse)	
1139	Mischwald (MW) direkt neben 1130	
1120 o	Schlag Zürichberg Banholz unterhalb Strasse (oben)	
1120 u	Schlag Zürichberg Banholz unterhalb Strasse (unten)	
Ff	junger Fichtenforst direkt neben 1120 o (und 1120 u)	
1511.1	Schlag Urdorf Hau	
1511.2	Übergang Schlag-Wald (Waldrand)	
1519	Laubmischwald bei Urdorf Hau (direkt neben Schlag 1511)	

Die Bodenprobennahme erfolgte in der ersten Märzhälfte des Jahres 1991 mit einem Metallzylinder von 11 cm Durchmesser und 10 cm Höhe (Burger-Zylinder). Danach wurden die Proben im Trockenschrank bei 25°C - 30°C während fünf bis sechs Tagen getrocknet. Sprosse, Wurzeln und Rhizome starben dabei ab und konnten anschliessend im 4 mm Sieb wie die Steine und grösseren Pflanzenteile entfernt werden. Grössere Klumpen der stark verhärteten Proben von den Untersuchungsobjekten 1130 und 1139 wurden vorsichtig gemörsernt. Da dabei ein Zerstören von Samen möglich schien, wurden die Klumpen der nachfolgenden Proben nur noch sorgfältig zerdrückt.

Für das Bestimmen des Samenvorrates im Boden gibt es verschiedene Methoden (FISCHER 1987, Methodenzusammenfassung in HATT 1990): Beim Isolieren der Samen unter der Lupe aus unreduzierten Proben und beim Isolieren der Samen aus durch Sieben, Blasen und oder Flottieren reduzierten Bodenproben werden die Samen bestimmt, gezählt und mit einem Tetrazoliumtest oder Keimungsversuch auf ihre Lebensfähigkeit getestet. Bei der weniger aufwendigen direkten Keimungsmethode werden die Proben unter keimungsgünstigen Bedingungen aufbewahrt und die aufgelaufenen Keimlinge bestimmt. Somit wird nur der populationsökologisch relevante Teil der Samen erfasst (FISCHER 1987). Nach NUMATA (1984) ist mit dieser Methode die exakteste Ermittlung der keimfähigen Samen möglich. Trotzdem können die so bestimmten Samenvorräte nur Grössenordnungen angeben, da möglicherweise nicht alle Samen die für die Keimung optimalen Bedingungen vorfanden und andere eventuell in einer Ruhephase waren (FISCHER 1987).

In dieser Arbeit geschah die Erfassung des Samenvorrates durch die **direkte Keimungsmethode**. Dazu konnten die Proben während der zweiten Hälfte des Monats März bis Ende Oktober in einer Gewächshauskammer in Zürich (470 m ü.M.) exponiert werden. Um die Luftpumpe und die Wasseraufnahmefähigkeit der Bodenproben etwas zu erhöhen, wurde ihnen ein wenig Perlit - ein grobkörniges Kunststoffpräparat - beigemischt. Die maximale Schichtdicke der ausgebreiteten Bodenproben - je drei in einer Kunststoffschale - betrug 3 cm. Elektronisch gesteuerte Sonnenstoren sorgten im Gewächshaus für einen kontinuierlichen Tagesgang der Temperatur ohne durch die Sonneneinstrahlung bedingte, überhöhte Werte. Während der ganzen Beobachtungsdauer wurden die Temperatur und die Luftfeuchtigkeit auf einem Thermo- und Hygrographen aufgezeichnet. Die Temperaturen variierten während der Expositionsdauer zwischen 2°C und 33°C, die relative Luftfeuchtigkeit zwischen 100% und 35%.

Während der Gewächshauszeit erfolgte ein regelmässiges Giessen und je nach Versuchsphase eine wöchentliche bis monatliche Kontrolle der Proben. Sicher bestimmbare Pflänzchen wurden auf dem Protokollblatt vermerkt und - bevor sie versamen konnten - entfernt. Die Bestimmung erfolgte nach HESS et al. (1976-80) oder MULLER (1978).

Auch nach jahrelanger Beobachtungsdauer ist es möglich, dass gewisse keimfähige Samen noch nicht aufgelaufen sind. FISCHER (1987) fand, dass bei Proben aus Waldgesellschaften auf eine 18-monatige Expositionsdauer nicht verzichtet werden kann, da in einer zweiten Vegetationsperiode bei einigen Arten erhebliche Neukeimungen erfolgen und sich auch qualitativ (Arteninventar) im zweiten Jahr wesentliche Ergänzungen ergeben. Auch in der vorliegenden Arbeit wurden die **Bodenproben während zwei Vegetationsperioden beobachtet**. Da eine Vernalisation weitere Samen zum Keimen bringen sollte, erfolgte die Überwinterung (1991/92) der Bodenproben im Garten des Geobotanischen Instituts Zürich. Neue Sameninputs durch Samenniederschlag konnten während dieser Zeit durch Abdeckung mit einem feinmaschigen Flies verhindert werden. Im Frühjahr 1992 wurden die Bodenproben für sieben Monate neu im Gewächshaus exponiert. Durch ein zusätzliches Sieben und Entfernen der Rhizome, Wurzel- und Sprosssteile Ende November 91 konnte ein Austreiben von Sprossachsen und Rhizomen verhindert werden.

Um Literaturvergleiche zu ermöglichen, wurde der durchschnittliche Samenvorrat der 15 Proben in **Anzahl Samen pro m²** angegeben. Dazu wurden die Keimlinge beider Jahre für jede Probe aufsummiert und durch die Probenfläche ($9.5 \times 10^{-3} \text{ m}^2$) geteilt.

3.4. AUSWERTUNG

Gewöhnlich wird aus dem Nebeneinander von Pflanzenbeständen verschiedenen alter Schlagflächen auf vergleichbaren Böden auf die zeitliche Abfolge geschlossen. Gemäss DIERSCHKE (1978) ist dies sicher eine brauchbare Methode, um die Dynamik der Wiederbewaldung kurzfristig festzustellen. Wegen der kurzen Beobachtungsdauer dieser Arbeit von nur drei Jahren musste auch hier versucht werden, das räumliche Nebeneinander verschieden alter Schlagflächen in ein zeitliches Nacheinander umzusetzen. Dabei sollte die **Entwicklung der Arten verschiedener ökologischer Gruppen auf den Schlägen im Laufe der Zeit (Syndynamik)** anhand von drei möglichen Auswertungsvarianten untersucht werden:

- durchschnittliche prozentuale Verteilung dieser Gruppen bezüglich Schlag-alter (ungewichtete Variante),
- durchschnittliche prozentuale Verteilung dieser Gruppen bezüglich Strauch-schichtdeckung (ungewichtete Variante) und
- durchschnittliche prozentuale Verteilung dieser Gruppen bezüglich Strauch-schichtdeckung (gewichtete Variante).

Bei der ungewichteten Auswertung handelte es sich um reine Präsenz-Ab-senz-Auswertungen. Die gewichtete Auswertung stellte eine Transformation der Deckungswerte +, 1, 2, 3, 4 und 5 in die Rangzahlen 1, 2, 3, 4, 5 und 6 dar. Die nicht sicher bestimmten Arten ("*") wurden mit 0.5 multipliziert. So konnten diese Arten ebenfalls in der Auswertung berücksichtigt werden, ohne dass bei eventuellen Fehlbestimmungen mit einer grossen Verfälschung des Resultates gerechnet werden musste.

Für die Auswertung nach Strauchschichtdeckung wurden sechs Gruppen ver-schiedener Strauchschichtdeckungen definiert (SsGr):

SsGr 1: Strauchschichtdeckung < 1% (49 Aufnahmen)

SsGr 2: Strauchschichtdeckung 1% bis < 5% (37 Aufnahmen)

SsGr 3: Strauchschichtdeckung 5% bis < 15% (52 Aufnahmen)

SsGr 4: Strauchschichtdeckung 15% bis < 25% (24 Aufnahmen)

SsGr 5: Strauchschichtdeckung 25% bis < 50% (53 Aufnahmen)

SsGr 6: Strauchschichtdeckung \geq 50% (15 Aufnahmen)

Mit dem FISCHER's PLSD-Test (**Signifikanztest**) mit Programmpaket Stat View ® SE+Graphics konnte das Verhalten der ökologischen Gruppen in den drei verschiedenen Auswertungsvarianten auf ihre Aussagekraft überprüft werden. Bei dem Test werden die F-Werte (Vergleich der Varianzen innerhalb der Gruppen mit denjenigen zwischen den Gruppen) berechnet und die Irrtumswahrscheinlichkeiten (p-Werte) bestimmt.

Für die **syntaxonomischen Betrachtungen** erfolgte ein Vorsortieren der Ve-geationsaufnahmen mit umfangreichen multivariaten Statistikprogrammen, den sogenannten "WILDI-Programmen" (WILDI 1986, 1990 und 1992, WILDI und ORLOCI 1983). Vorauswertungen zeigten, dass sich strukturell recht ver-schiedene Aufnahmen derselben Schlagfläche syntaxonomisch kaum unter-scheiden. Deshalb wurde in den späteren syntaxonomischen Auswertungen von mehreren strukturell ähnlichen Vegetationsaufnahmen des gleichen Schlages nur die artenreichste einbezogen. Die tabellarische Feinauswertung erfolgte manuell.

4. RESULTATE

4.1. VEGETATION UND STANDORT DER SCHLAGFLUREN

4.1.1. Übersicht Vegetation

Insgesamt wurden **auf den 113 Schlagflächen 492 Pflanzenarten gefunden**. Diese beachtliche Zahl setzt sich folgendermassen zusammen: Die 99 verholzten Dikotyledonen (20% aller gefundenen Arten) und die elf verholzten Gymnospermen (2%) enthielten 35 Gartenflüchtlinge bzw. Kulturpflanzen (7%). Daneben kamen 267 krautige Dikotyledonen- (54%) und 96 Monokotyledonenarten (20%) sowie sieben verschiedene Farmpflanzen (1%) vor. Zwölf Erdmose (2%) waren mit einer Deckung von mindestens 1% in einer oder mehreren Aufnahmeflächen vertreten.

In der Tabelle 4 sind die aufgenommenen Pflanzenarten der Schlagflächen mit ihren Stetigkeiten aufgelistet. **Im allgemeinen wiesen die Arten eine geringe Stetigkeit auf** (Fig. 4). Die Untersuchungsobjekte waren also bezüglich Artenzusammensetzung ziemlich heterogen. 48% (235 Arten) der 492 gefundenen Arten wurden in höchstens fünf der 113 Schlagflächen gefunden (Stetigkeit r), 72 % (354 Arten) waren in maximal 20% der Untersuchungsobjekte vertreten (Stetigkeiten r, + und I). Die nachfolgenden Stetigkeiten beinhalteten immer weniger Arten. 52 Arten (11%) hatten die Stetigkeit II, 36 (7%) die Stetigkeit III und 23 (5%) die Stetigkeit IV. Nur 14 Arten (3%) kamen in mehr als 80% der Schlagflächen vor (Stetigkeit V). Die elf sogenannten Randarten (vgl. Tab. 4) wurden nur an Sonderstandorten wie Fahrrinne, Feuerstelle und Randbereich der Schlagfläche zu Wald, Wiese oder Weg gefunden. *Arabidopsis thaliana* und *Lathyrus silvester* s.l. konnten nur im Samenvorratversuch entdeckt werden.

In den 230 Schlagaufnahmen à 50 m² erreichten die 492 Arten noch geringere Stetigkeiten als in den gesamten Schlagflächen (vgl. Fig. 4). So wurden nur noch die fünf Arten *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Rubus fruticosus* s.l., *Rubus idaeus* sowie *Carex sylvatica* in mehr als 80% der Aufnahmeflächen gefunden.

Die 113 Schlagflächen hatten eine durchschnittliche Artenzahl von 81.0 Arten (77.3 Arten ohne Randarten). Die durchschnittliche Artenzahl der 230 Schlagaufnahmen à 50 m² betrug 50.3 Arten. Wie man Figur 5 entnehmen kann, waren die Aufnahmeflächen bezüglich Artenzahl normalverteilt.

Tab. 4. Artenliste mit den ökologischen Gruppen (1-9) und den Stetigkeiten (r, +, I-V, 0, *) der 492 gefundenen Pflanzenarten auf den 113 untersuchten Schlägen.

*List of the 492 plant species found on the 113 investigated woodland clearings with indication of their ecological group (1-9) and constancy (r, +, I-V, 0, *).*

Folgende ökologische Gruppen (Ö) wurden unterschieden: (Anzahl Pflanzen in dieser Gruppe)	
1 Einheimische Bäume (39 Arten)	6 Pflanzen magerer Wiesen und Weiden (18 Arten)
2 Krautige Waldfpflanzen (92 Arten)	7 Pflanzen feuchter Wiesen und Sumpfpflanzen (49 Arten)
3 Sträucher und niedere Holzpf. (36 Arten)	8 Pflanzen fetter Wiesen, Weiden und Rasen (55 Arten)
4 Krautige Schlag- und Saumpflanzen (61 A.)	9 "Standortsfremde": Gartenflüchtlinge und Kulturpflanzen (51 Arten)
5 Unkraut- und Ruderalpflanzen (91 Arten)	

Folgende Stetigkeitsgruppen (S) wurden unterschieden: (Anzahl Pflanzen in dieser Gruppe)	
r Bis 5% (235 Arten)	IV 60.1%-80% (23 Arten)
+ 5.1%-10% (58 Arten)	V 80.1%-100% (14 Arten)
I 10.1%-20% (61 Arten)	0 Pflanzen kamen nur als Randarten vor (11 Arten)
II 20.1%-40% (52 Arten)	* nur im Samenpotentialversuch gefunden (2 Arten)
III 40.1%-60% (36 Arten)	

Ö	S	Krautige Dikotyledonen	Ö	S	Krautige Dikotyledonen	Ö	S	Krautige Dikotyledonen
8	0	<i>Achillea millefolium</i>	5	+	<i>Cerastium glomeratum</i>	5	r	<i>Euphorbia platyphyllos</i>
5	r	<i>Achillea ptarmica</i>	8	r	<i>Chaerophyllum cicutaria</i>	4	II	<i>Euphorbia stricta</i>
2	r	<i>Actaea spicata</i>	8	r	<i>Chaerophyllum silvestre</i>	7	+	<i>Filipendula ulmaria</i>
2	r	<i>Aegopodium podagraria</i>	4	r	<i>Chelidonium majus</i>	9	r	<i>Fragaria indica</i>
6	r	<i>Agrimonia eupatoria</i>	5	r	<i>Chenopodium album</i>	9	r	<i>Fragaria x magna</i>
8	IV	<i>Ajuga reptans</i>	5	r	<i>Chenopodium polyspermum</i>	2	r	<i>Fragaria moschata</i>
8	r	<i>Alchemilla crinita</i>	8	r	<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	4	V	<i>Fragaria vesca</i>
8	r	<i>Alchemilla glabra</i>	5	r	<i>Chrysanthemum parthenium</i>	5	IV	<i>Galeopsis tetrahit</i> s.l.
6	r	<i>Alchemilla cf. minor</i>	2	r	<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	5	0	<i>Galinsoga ciliata</i>
8	r	<i>Alchemilla monticola</i>	2	IV	<i>Circaea lutetiana</i>	8	I	<i>Galium album</i>
8	r	<i>Alchemilla cf. trunciloba</i>	5	IV	<i>Cirsium arvense</i>	5	I	<i>Galium aparine</i>
8	r	<i>Alchemilla xanthochlora</i>	7	II	<i>Cirsium oleraceum</i>	2	V	<i>Galium odoratum</i>
2	r	<i>Alliaria officinalis</i>	7	II	<i>Cirsium palustre</i>	2	r	<i>Galium rotundifolium</i>
5	r	<i>Anagallis arvensis</i>	4	III	<i>Cirsium vulgare</i>	2	r	<i>Galium sylvaticum</i>
2	V	<i>Anemone nemorosa</i>	5	r	<i>Convolvulus arvensis</i>	5	r	<i>Galium spurium</i>
2	II	<i>Angelica silvestris</i>	4	I	<i>Convolvulus sepium</i>	5	r	<i>Geranium columbinum</i>
9	r	<i>Antirrhinum majus</i>	8	r	<i>Crepis biennis</i>	9	0	<i>Geranium phaeum</i>
7	r	<i>Aquilegia atrata</i>	8	II	<i>Crepis capillaris</i>	5	0	<i>Geranium pyrenaicum</i>
2	+	<i>Aquilegia vulgaris</i>	7	r	<i>Crepis paludosa</i>	4	IV	<i>Geranium robertianum</i>
5	*	<i>Arabidopsis thaliana</i>	5	r	<i>Crepis taraxacifolia</i>	7	r	<i>Geum rivale</i>
5	r	<i>Arctium minus</i>	6	+	<i>Daucus carota</i>	2	IV	<i>Geum urbanum</i>
4	r	<i>Arctium vulgare</i>	9	r	<i>Delphinium ajacis</i>	8	II	<i>Glechoma hederaceum</i>
2	r	<i>Aruncus silvester</i>	9	r	<i>Digitalis purpurea</i>	4	r	<i>Gnaphalium sylvaticum</i>
4	r	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	5	IV	<i>Epilobium adenocaulon</i>	9	r	<i>Helianthus annuus</i>
4	II	<i>Atropa belladonna</i>	5	II	<i>Epilobium adnatum</i>	9	r	<i>Helianthus tuberosus</i> s.l.
5	r	<i>Barbarea vulgaris</i>	4	III	<i>Epilobium angustifolium</i>	2	r	<i>Hepatica triloba</i>
8	+	<i>Bellis perennis</i>	7	II	<i>Epilobium hirsutum</i>	8	I	<i>Heracleum sphondylium</i>
9	r	<i>Calendula officinalis</i>	5	r	<i>Epilobium lamyi</i>	6	r	<i>Hieracium aurantiacum</i>
7	r	<i>Caltha palustris</i>	4	IV	<i>Epilobium montanum</i>	2	+	<i>Hieracium murorum</i> s.l.
8	r	<i>Campanula patula</i>	7	V	<i>Epilobium parviflorum</i>	6	r	<i>Hippocratea comosa</i>
6	r	<i>Campanula rotundifolia</i>	5	II	<i>Epilobium roseum</i>	7	II	<i>Hypericum acutum</i>
2	I	<i>Campanula trachelium</i>	5	r	<i>Erigeron acer</i>	7	+	<i>Hypericum desetangii</i>
5	r	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	5	+	<i>Erigeron annuus</i>	7	+	<i>Hypericum erosum</i>
4	II	<i>Cardamine flexuosa</i>	5	II	<i>Erigeron canadensis</i>	4	I	<i>Hypericum hirsutum</i>
5	+	<i>Cardamine hirsuta</i>	5	+	<i>Erigeron strigosus</i>	4	I	<i>Hypericum humifusum</i>
2	r	<i>Cardamine impatiens</i>	7	III	<i>Eupatorium cannabinum</i>	2	r	<i>Hypericum montanum</i>
8	I	<i>Cardamine pratensis</i>	2	r	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	6	IV	<i>Hypericum perforatum</i>
4	II	<i>Centaurium umbellatum</i>	6	I	<i>Euphorbia cyparissias</i>	8	I	<i>Hypochoeris radicata</i>
8	III	<i>Cerastium caespitosum</i>	5	r	<i>Euphorbia peplus</i>	9	r	<i>Impatiens glandulifera</i>

Tab. 4 (Forts. - continued)

Ö	S	Krautige Dikotyledonen	Ö	S	Krautige Dikotyledonen	Ö	S	Krautige Dikotyledonen
2	I	<i>Impatiens noli-tangere</i>	5	I	<i>Polygonum persicaria</i>	2	r	<i>Teucrium scorodonia</i>
5	III	<i>Impatiens parviflora</i>	5	r	<i>Potentilla anserina</i>	5	r	<i>Thlaspi arvense</i>
6	r	<i>Inula conyzoides</i>	6	r	<i>Potentilla erecta</i>	4	I	<i>Torilis japonica</i>
7	r	<i>Inula salicina</i>	5	I	<i>Potentilla reptans</i>	8	r	<i>Tragopogon orientalis</i>
8	r	<i>Knautia arvensis</i>	2	III	<i>Potentilla sterilis</i>	4	r	<i>Trifolium campestre</i>
4	r	<i>Knautia sylvatica</i>	2	+	<i>Prenanthes purpurea</i>	8	0	<i>Trifolium dubium</i>
5	I	<i>Lactuca serriola</i>	2	II	<i>Primula elatior</i>	4	r	<i>Trifolium medium</i>
4	+	<i>Lamium maculatum</i>	8	IV	<i>Prunella vulgaris</i>	8	I	<i>Trifolium pratense</i>
2	III	<i>Lamium montanum</i>	2	r	<i>Pulmonaria maculosa</i>	8	I	<i>Trifolium repens</i>
5	r	<i>Lamium purpureum</i>	2	II	<i>Pulmonaria obscura</i>	5	III	<i>Tussilago farfara</i>
4	III	<i>Lapsana communis</i>	2	r	<i>Ranunculus auricomus</i> s.l.	4	III	<i>Urtica dioica</i>
2	r	<i>Lathraea squamaria</i>	2	II	<i>Ranunculus ficaria</i>	4	+	<i>Valeriana officinalis</i>
2	r	<i>Lathyrus montanus</i>	8	I	<i>Ranunculus friesianus</i>	4	r	<i>Verbascum lychnitis</i>
8	II	<i>Lathyrus pratensis</i>	2	r	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	4	r	<i>Verbascum nigrum</i>
4	*	<i>Lathyrus silvester</i> s.l.	2	r	<i>Ranunculus nemorosus</i>	4	I	<i>Verbascum thapsus</i>
5	r	<i>Lepidium virginicum</i>	2	r	<i>Ranunculus polyanthemophyllum</i>	5	I	<i>Verbena officinalis</i>
5	r	<i>Linaria minor</i>	5	III	<i>Ranunculus repens</i>	5	r	<i>Veronica arvensis</i>
5	+	<i>Linaria vulgaris</i>	7	r	<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	7	+	<i>Veronica beccabunga</i>
7	r	<i>Linum catharticum</i>	7	r	<i>Rorippa palustris</i>	8	II	<i>Veronica chamaedrys</i>
2	r	<i>Lithospermum officinale</i>	5	r	<i>Rorippa silvestris</i>	8	r	<i>Veronica filiformis</i>
8	+	<i>Lotus corniculatus</i>	8	I	<i>Rumex acetosa</i>	2	III	<i>Veronica montana</i>
7	III	<i>Lotus uliginosus</i>	5	r	<i>Rumex acetosella</i> s.l.	2	IV	<i>Veronica officinalis</i>
9	r	<i>Lunaria annua</i>	5	r	<i>Rumex crispus</i>	5	r	<i>Veronica persica</i>
7	r	<i>Lycopus europaeus</i>	8	III	<i>Rumex obtusifolius</i>	5	r	<i>Veronica serpyllifolia</i>
2	IV	<i>Lysimachia nemorum</i>	4	II	<i>Rumex sanguineus</i>	6	r	<i>Vicia angustifolia</i>
8	+	<i>Lysimachia nummularia</i>	5	r	<i>Sagina procumbens</i>	4	r	<i>Vicia cracca</i>
7	r	<i>Lysimachia vulgaris</i>	4	I	<i>Sambucus ebulus</i>	4	+	<i>Vicia dumetorum</i>
7	I	<i>Lythrum salicaria</i>	2	+	<i>Sanicula europaea</i>	5	+	<i>Vicia hirsuta</i>
8	+	<i>Medicago lupulina</i>	6	r	<i>Satureja vulgaris</i>	5	r	<i>Vicia segetalis</i>
2	0	<i>Melampyrum pratense</i>	7	0	<i>Scrophularia alata</i>	8	II	<i>Vicia sepium</i>
5	r	<i>Melilotus albus</i>	4	IV	<i>Scrophularia nodosa</i>	5	r	<i>Viola arvensis</i>
5	r	<i>Melilotus officinalis</i>	7	r	<i>Scutellaria galericulata</i>	2	r	<i>Viola hirta</i>
5	r	<i>Melissa officinalis</i>	4	I	<i>Senecio erucifolius</i>	2	I	<i>Viola riviniana</i>
7	I	<i>Mentha aquatica</i>	4	r	<i>Senecio fuchsii</i>	2	V	<i>Viola silvestris</i>
4	r	<i>Mentha arvensis</i>	4	r	<i>Senecio jacobaea</i>			Total: 267 Arten
2	I	<i>Mercurialis perennis</i>	4	II	<i>Senecio sylvaticus</i>			
4	III	<i>Moehringia trinervia</i>	5	r	<i>Senecio viscosus</i>			
2	I	<i>Mycelis muralis</i>	5	I	<i>Senecio vulgaris</i>			
5	+	<i>Myosotis arvensis</i>	5	r	<i>Silene alba</i>			
2	r	<i>Myosotis sylvatica</i>	9	r	<i>Silene coronaria</i>			
9	r	<i>Oenothera biennis</i>	8	+	<i>Silene dioeca</i>			
9	r	<i>Oenothera lamarckiana</i>	7	r	<i>Silene flos-cuculi</i>			
2	IV	<i>Oxalis acetosella</i>	5	r	<i>Sinapis alba</i>			
5	I	<i>Oxalis europaea</i>	4	III	<i>Solanum dulcamara</i>			
5	0	<i>Papaver rhoeas</i>	5	I	<i>Solidago canadensis</i>			
5	r	<i>Papaver somniferum</i>	7	III	<i>Solidago serotina</i>			
2	r	<i>Petasites albus</i>	2	+	<i>Solidago virga-aurea</i>			
2	III	<i>Phyteuma spicatum</i>	5	r	<i>Sonchus arvensis</i>			
8	r	<i>Picris hieracioides</i>	5	III	<i>Sonchus asper</i>			
8	I	<i>Plantago lanceolata</i>	5	+	<i>Sonchus oleraceus</i>			
5	III	<i>Plantago major</i>	4	+	<i>Stachys alpina</i>			
6	r	<i>Plantago media</i>	2	III	<i>Stachys sylvatica</i>			
5	r	<i>Polygonum aequale</i>	7	r	<i>Stellaria alsine</i>			
5	r	<i>Polygonum aviculare</i>	2	+	<i>Stellaria aquatica</i>			
5	r	<i>Polygonum cuspidatum</i>	8	+	<i>Stellaria graminea</i>			
4	r	<i>Polygonum hydropiper</i>	5	II	<i>Stellaria media</i>			
4	+	<i>Polygonum minus</i>	7	r	<i>Sympythium officinale</i>			
4	I	<i>Polygonum mite</i>	8	V	<i>Taraxacum officinale</i>			
								Monokotyledonen
4	r							<i>Agropyron caninum</i>
6	r							<i>Agropyron intermedium</i>
4	+							<i>Agropyron repens</i>
5	r							<i>Agrostis gigantea</i>
5	r							<i>Agrostis spica-venti</i>
4	III							<i>Agrostis stolonifera</i>
4	II							<i>Agrostis tenuis</i>
7	0							<i>Alisma lanceolatum</i>
2	+							<i>Allium ursinum</i>
8	r							<i>Alopecurus pratensis</i>
8	r							<i>Anthoxanthum odoratum</i>
8	+							<i>Arrhenatherum elatius</i>
2	II							<i>Arum maculatum</i>
6	r							<i>Brachypodium pinnatum</i>
2	IV							<i>Brachypodium silvaticum</i>
4	II							<i>Bromus benekenii</i>
6	r							<i>Bromus erectus</i>
8	r							<i>Bromus mollis</i>
4	+							<i>Bromus ramosus</i>
4	IV							<i>Calamagrostis epigeios</i>
5	r							<i>Calamagrostis varia</i>

Tab. 4 (Forts. - *continued*)

Tab. 4 (Forts. - *continued*)

Ö S Verholzte Diko. und Gymno.	Ö S Verholzte Diko. und Gymno.	Ö S Verholzte Diko. und Gymno.
1 r <i>Quercus pubescens</i>	3 V <i>Rubus fruticosus</i> s.l.	3 II <i>Sambucus racemosa</i>
1 IV <i>Quercus robur</i>	3 V <i>Rubus idaeus</i>	1 II <i>Sorbus aucuparia</i>
9 + <i>Quercus rubra</i>	9 + <i>Rubus laciniatus</i>	1 r <i>Sorbus torminalis</i>
3 r <i>Rhamnus cathartica</i>	1 + <i>Salix alba</i>	9 r <i>Spiraea</i> sp.
3 r <i>Ribes alpinum</i>	1 I <i>Salix alba x fragilis</i>	1 r <i>Taxus baccata</i>
9 r <i>Ribes nigrum</i>	3 r <i>Salix appendiculata</i>	1 I <i>Tilia cordata</i>
9 r <i>Ribes rubrum</i>	1 V <i>Salix caprea</i>	1 r <i>Tilia platyphyllos</i>
9 r <i>Ribes</i> sp.	3 II <i>Salix cinerea</i>	1 I <i>Ulmus scabra</i>
9 r <i>Ribes uva-crispa</i>	1 r <i>Salix elaeagnos</i>	3 I <i>Vaccinium myrtillus</i>
9 r <i>Robinia pseudoacacia</i>	3 I <i>Salix hybr.</i>	3 I <i>Viburnum lantana</i>
3 II <i>Rosa arvensis</i>	3 r <i>Salix nigricans</i>	3 I <i>Viburnum opulus</i>
3 r <i>Rosa canina</i>	3 I <i>Salix purpurea</i>	3 r <i>Vinca minor</i>
3 r <i>Rosa</i> sp.	1 r <i>Salix viminalis</i>	Total: 110 Arten
3 I <i>Rubus caesius</i>	3 III <i>Sambucus nigra</i>	

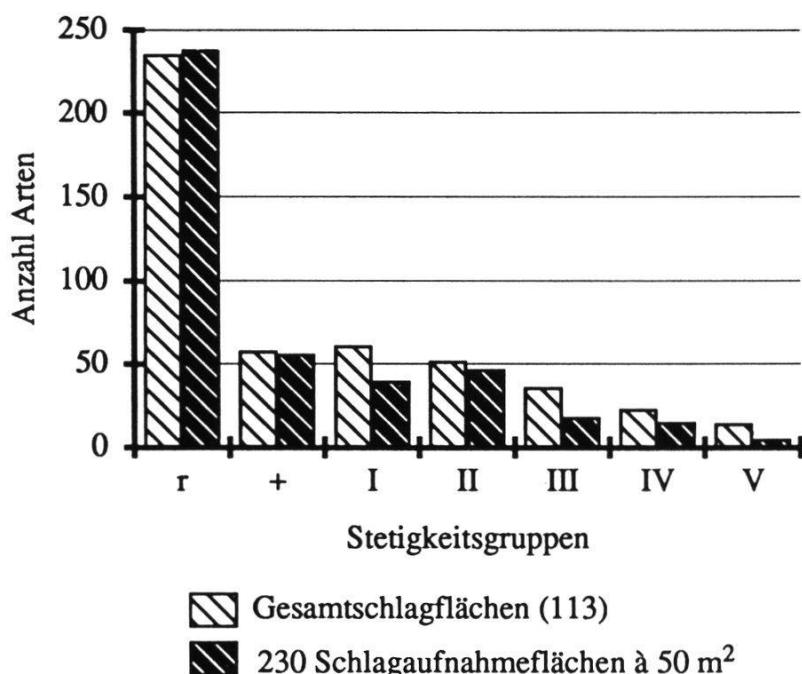


Fig. 4. Stetigkeitsverteilung von 479 bzw. 419 Pflanzenarten bezüglich den 113 Schlagflächen unterschiedlicher Grösse und den 230 Schlagaufnahmen à 50 m². Stetigkeitsklassen: Distribution of the constancy of the 479 plant species found in 113 clearings on areas of different size and of the 419 plant species found in the 230 re!evés of 50 m². Categories of constancy:

r = bis 5% (sehr selten, *very rare*), + = 5.1% - 10% (selten, *rare*), I = 10.1% - 20% (selten, *rare*), II = 20.1% - 40% (nicht oft vorhanden, *not often present*), III = 40.1% - 60% (öfters vorhanden, *often present*), IV = 60.1% - 80% (meist vorhanden, *mostly present*), V = 80.1% - 100% (stets vorhanden, *always present*).

In dieser Darstellung fehlen die Randarten und die nur im Samenvorratversuch gefundenen Arten *Arabidopsis thaliana* und *Lathyrus silvester* s.l. The species found only at the border of the clearings, as well as *Arabidopsis thaliana* and *Lathyrus silvester* s.l., which were found only in the seed pool experiment, are not included in this graph.

Die geringste Artenzahl wies die Aufnahme 3531 im Lärchenischlag bei Bühlach mit nur 13 Arten auf. Es handelte sich hier um einen relativ bodensauren Schlag (pH 4.5 bis 5.0 nach Hellige in den ersten 50 cm) mit viel "Rindschnipsel" am Boden, der von *Galeopsis tetrahit* (Deckung 4), *Impatiens parviflora* (Deckung 2) und *Rubus fruticosus* s.l. (Deckung 2) dominiert wurde. Im Frühjahr erreichte zusätzlich *Anemone nemorosa* einen Deckungswert von 3.

Mit 91 Arten auf 50 m² war die Aufnahmefläche auf dem Schlag 4221 im Fronwald bei Arni die artenreichste der 230 Schлагаufnahmeflächen. Bereits in den ersten 15 cm konnten in diesem Schlag mit der HCl-Methode Kalk nachgewiesen werden. Als weitere Besonderheit war dieser Standort skelettreich. Der pH-Wert erstreckte sich in den ersten 20 cm zwischen 5.0 und 6.5. Mit den Deckungswerten 4 bzw. 3 dominierten die Arten *Brachypodium sylvaticum* und *Carex sylvatica*.

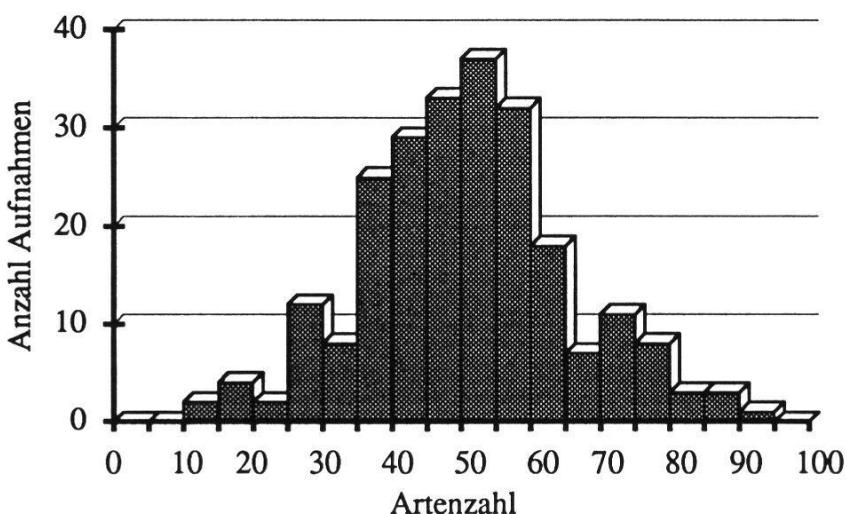


Fig. 5. Histogramm für die Artenzahlverteilung der 230 Schлагаufnahmen à 50 m².
Histogram of the number of species in the 230 clearings of 50 m² size.

4.1.2. Übersicht Standort

Einige standortskundliche Angaben für die 121 Untersuchungsobjekte (Ortsbezeichnung mit Koordinaten, Höhe über Meer, Exposition, Neigung sowie Geologie) wurden bereits in Tabelle 1 zusammengestellt. Weitere Angaben sind in Tabelle 5 zusammengefasst: Flächengrösse, potentielle natürliche Vegetation, Bestockung vor Schlag, Bodentyp, Karbonatgehalt im Hauptwurzel-

Legende zu Tabelle 5: Standortskundliche Angaben der Untersuchungsobjekte.

Flächengrösse a: Flächengrösse (m^2) des Schlages gleichen Alters auf "homogenem" Standort.

Flächengrösse b: Gesamtgrösse der Schlagöffnungen in m^2 (inklusive benachbarte Schlagflächen von ähnlichem Alter), unabhängig von der Homogenität des Standortes

Die pot. nat. Veg. (potentielle natürliche Vegetation) entstammt der Waldkartierung des Kantons Zürich durch die Beratungsgemeinschaft für Umweltfragen (BGU 1984-88) mit folgenden Waldgesellschaften (nach ELLENBERG und KLÖTZLI 1972, erweitert):

6: Waldmeister-Buchenwald mit Hainsimse; *Galio odorati-Fagetum luzuletosum*

7a: Typischer Waldmeister-Buchenwald, Typische Subassoziation

Galio odorati-Fagetum typicum, Typische Subassoziation

7d: Typischer Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Hainsimse

Galio odorati-Fagetum typicum, Ausbildung mit Hainsimse

7e: Waldmeister-Buchenwald mit Hornstrauch; *Galio odorati-Fagetum cornetosum*

7f: Waldmeister-Buchenwald mit Lungenkraut; *Galio odorati-Fagetum pulmonarietosum*

7g: Waldmeister-Buchenwald mit Lungenkraut, Ausbildung mit Wald-Ziest

Galio odorati-Fagetum pulmonarietosum, Ausbildung mit Wald-Ziest

7as: Typischer Waldmeister-Buchenwald, Ausbildung mit Wald-Ziest

Galio odorati-Fagetum typicum, Ausbildung mit Wald-Ziest

*7: Waldmeister-Buchenwald mit Rippenfarn; *Galio odorati-Fagetum blechnetosum*

8a: Typischer Waldhirszen-Buchenwald; *Milio-Fagetum typicum*

9: Typischer Lungenkraut-Buchenwald; *Pulmonario-Fagetum typicum*

11: Aronstab-Buchenwald; *Aro-Fagetum*

26a: Ahorn-Eschenwald, Typische Subassoziation; *Aceri-Fraxinetum typicum*

26g: Ahorn-Eschenwald mit Bärlauch; *Aceri-Fraxinetum* mit Bärlauch

29: Zweiblatt-Eschenmischwald; *Ulmo-Fraxinetum listeretosum*

30: Traubenkirschen-Eschenwald, Typische Subassoziation; *Pruno-Fraxinetum*

Die Bestockung vor dem Schlag ist in vier Klassen angegeben: Lbh = 91-100% Laubholzanteil; Lbh mit Ndh = Laubholzanteil 51-90%; Ndh mit Lbh = Nadelholzanteil 51-90% und Ndh = Nadelholzanteil 91-100%.

Der Bodentyp entstammt den Bodenkarten Uster, Wohlen und Zürich (1:25'000) sowie (mit * gekennzeichnet) der Bodeneignungskarte von Zürich (1:50'000) (FAP-Reckenholz 1981, 1986 und 1988 sowie 1980).

Bodentypen: B = Braunerde, E = Saure Braunerde, F = Fluvisol, K = Kalkbraunerde, T = Parabraunerde, V = Braunerde-Gley und W = Buntgley.

Wasserhaushalt, pflanzennutzbare Gründigkeit:

- Normal durchlässige Böden: a = sehr tiefgründig, b = tiefgründig, c = mässig tiefgründig

- Mässig staunasse Böden: f = tiefgründig, g = mässig tiefgründig

- Mässig grund-/ hangnasse Böden: k = tiefgründig, l = mässig tiefgründig

- Selten bis zur Oberfläche porengesättigte Böden: t = mässig tiefgründig

- Häufig bis zur Oberfläche porengesättigte Böden: w = ziemlich flach- bis flachgründig

a, b, c, f, g, k und l sind "senkrecht durchwaschene Böden", bei t und w handelt es sich um "grund-/ hangnasse und überschwemmte Böden"

Karbonat HWH: Karbonatgehalt im Hauptwurzelhorizont (erste 20 cm)

Karbonat unt. HWH: Karbonatgehalt unter dem Hauptwurzelhorizont. In der Klammer wurde die maximale Tiefe der Messung angegeben oder aber nach "++" die Tiefe der Karbonatgrenze. Falls der HWH bereits stark karbonathaltig war, wurden in dieser Kolonne keine weiteren Angaben gemacht.

pH HWH / bis 40 cm: Die ersten Zahlen geben den pH-Bereich im Hauptwurzelhorizont wieder. Hinter dem Querstrich "/" werden extreme pH-Werte in der Bodenschicht zwischen 20 und 40 cm angegeben, die ausserhalb des Bereiches im HWH liegen.

Rel. Ssd: Die relative Sonnenscheindauer wurde für die Hauptvegetationszeit (März bis September) in Prozent der maximal möglichen Ssd dieser geographischen Breite angegeben.

Tab. 5. Standortskundliche Angaben der Untersuchungsobjekte (vgl. Tab. 1, S. 13ff).
Description of the study objects (cf. table 1, p. 13ff.).

Auf-nahmen	Flächengrösse	pot. nat.	Bestockung	Boden-typ	Karbonat	Karbonat	pH HWH /	rel. Ssd
	a	b	Veg.	vor Schlag	HWH	unt. HWH	bis 40 cm	in %
1120 (3)	2000	3700	7a	Ndh mit Lbh	bB (cE)	+ bis ++	7.5-8.0	64.6
1123	2000	3700	7a	Ndh mit Lbh	bB (cE)	- bis +(++)	7.5-8.0	57.5
1130 (4)	1650	3700	7a	Ndh mit Lbh	gB	-	++ (90)	88.5
1139 (W)	-		7a	Lbh mit Ndh	gB (cE)	-	++ (60)	4.0-4.5
1140 (2)	2700	6700	7a	Ndh mit Lbh	bB (gB)	-	++ (90)	4.0
1150 (2)	700	6500	30/7as,(7a)	Ndh	gE	-	++ (110)	5.0-6.0
1170 (2)	500	1600	7f	Ndh mit Lbh	cB	-	- (60)	5.0-5.5
1179 (W)	-		7a	Lbh mit Ndh	cB (fB)	-	++ (105)	62.8
1210 (10)	4600		7f	Lbh	bB	-	- (65)	5.0/6.5
1230 (7+1)	4600		7f	Lbh	bB	-	++ (70)	5.5/6.5
1240 (3)	800		7e	Lbh mit Ndh	cB	-	+(35)	6.5-7.0/7.5
1260 (2)	1500		7e	Lbh mit Ndh	cB	-	- (40)	5.0-6.5/7.0
1270 (2)	2000		7e	Lbh mit ?	cB	- bis +(++)	- (30)	82.3
1280 (2)	2200	2300	7a,(7as)	Ndh mit Lbh	cB	-	- (50)	6.5-7.0
1310 (3)	3500		7f/7a	Lbh	bT	-	- (65)	5.5-6.0
1320 (4)	1500	3800	7f	Lbh	bE (bT)	+ bis ++	6.5	66.4
1324	1500	3800	7f	Lbh	bE	+ bis ++	6.5-7.0	69.9
1330 (2)	2150		7f	Lbh	bT (wW)	-	++ (45)	63.7
1340 (4)	2100		7f	Lbh	bT	+ bis ++	6.0-6.5	74.3
1350 (2)	2250		11,(26g)	Lbh	bT	-	- (40)	6.5-7.0
1410 (2)	2235		7f,(7g)	Ndh mit Lbh	bB	-	- (55)	61.9
1419 (W)	-		7g,(7f)	Ndh mit Lbh	bB	-	- (60)	4.5-5.0/7.0
1510 (1)	721		7f	Lbh mit Ndh	bE	-	- (55)	50.4
1519 (W)	-		7f	Lbh mit Ndh	bE	-	- (40)	4.0-4.5
1520 (2)	1330	6700	7d,(7as)	Ndh mit Lbh	bE	- bis ++	++ (25)	72.6
1610 (2)	1600		7a	Ndh mit ?	fB	-	- (42)	6.0-8.0
1620 (2)	2200		7as/7a	Ndh mit ?	bB/bT	- (bis +)	(+) (35)	54.9
1630 (2)	1250		7a	Ndh mit ?	bB/bT	-	- (35)	5.0-6.0
1640 (2)	1600	2800	7as,(7a)	Ndh mit ?	bB/bT	-	- (60)	26.5
1650 (2)	1250		7a	Ndh mit Lbh	gB (bB)	-	- (70)	4.5/4.0
1660 (2)	3000		7a	Ndh mit ?	gB	- bis +	- bis + (60)	43.4
1670 (2)	4000		7a	Ndh mit Lbh	fB(cB,bT)	-	++ (55)	70.8
1680 (2)	850		7d	Ndh mit Lbh	bB/cE	-	- (55)	50.5-5.6/6.5
1690 (2)	400	2200	7a	Ndh mit Lbh	gB	- bis +	- bis ++ (40)	64.6
1710 (2)	1600	5250	7f,(7a,26g)		bB/cE	+ bis ++	6.0-6.5	12.4
1720 (4)	250	18000	29 (7g)		bB/fB	- (bis +)	- (70)	31.9
1725	250	18000	29		bB/fB	-	- (60)	49.6
1730 (2)	1200		7f		cE	- - bis +	- (45)	66.4
1740 (2)	1100		7a/7as		LB	-	- (60)	4.5/5.0
1750 (2)	1000		7f		fB	-	- (55)	47.8
1760 (1)	400		7e/7f		cB	- (bis +)	- bis + (50)	4.0-4.5
1770 (2)	400	1600	7a,(7f)		cE/bB	- bis +	- bis + (45)	5.5-6.0
1810 (2)	1000		7as	Lbh mit Ndh	IF/IW (cK)	-	- (43)	58.4
1820 (2)	1300	3250	7d	Ndh mit ?	aT/tW	-	++ (105)	4.0-4.5
1830 (2)	1550		6,(*)7	Ndh mit Lbh		-	- (50)	71.7
1840 (2)	2000	?	7d	Ndh mit Lbh		-	- (60)	4.0
1850 (2)	1525		7d	Ndh mit Lbh		-	- (50)	62.8
1860 (2)	2200	3600	7f	Ndh mit Lbh	IF/IW (kB)	+ bis ++	8.5	77.9
1870 (2)	1100	1800	7g	Lbh mit Ndh	cK	- bis +	+ (40)	54.0
1880 (1)	700		*7	Ndh		++	-	23.0
1890 (1)	1500	3500	*7	Ndh mit ?		-	++ (75)	7.0
1910 (2)	1860	2360	7a	Ndh mit ?	bT/cK	-	- (50)	25.7
1919 (W)	-		7e/7a	Ndh mit Lbh	cK (bT)	-	- (28)	49.6
1920 (2)	1530	2400	7e	Ndh mit ?	cK (bT)	- bis ++	-	59.3
1930 (1)	1900		7a	Ndh	kB (bT)	-	- (70)	4.5-6.0/7.0

Tab. 5. (Forts. - *continued*)

Aufnahmen	Flächengrösse	pot. nat.	Bestockung	Boden-	Karbonat	Karbonat	pH HWH /	rel. Ssd	
	a	b	Veg.	vor Schlag	typ	HWH	unt. HWH	bis 40 cm	in %
2110 (1)	3500	4000	7f/26a	Ndh mit ?	bB *	-	++ (35)	5.5/6.5	53.1
2120 (1)	6000	9000	11/7g	Lbh mit ?	bB *	-	- (60)	6.5-8.0	71.7
2129 (W)	-		7g/7a	Ndh mit Lbh	bB *	- bis +	- (140)	4.0	-
2130 (1)	2000	7600	7f,(7g)	Ndh mit ?	bB *	- bis +	++ (85)	5.0-5.5	56.6
2140 (1)	4400	7600	7f	Ndh	bB *	-	- (60)	5.0-5.5/6.0	78.8
2210 (1)	400		7e		bB *	-	++ (100)	6.0/5.5	47.8
2310 (1)	1300	5600	8a	Ndh mit Lbh	aB *	-	- (100)	4.0	66.4
2320 (1)	1200	2200	8a/30		aB *	-	- (140)	4.5-5.0/5.5	56.6
2410 (1)	800	5500	7a	Ndh mit Lbh	cB *	- bis +	++ (110)	4.5	77.0
2420 (1)	1000	5500	7f	Ndh mit Lbh	cB *	- bis ++		5.5-6.0	76.1
2430 (1)	1350		7d/7a	Ndh mit Lbh	aB *	-	++ (140)	4.0-4.5	36.3
2440 (1)	1250	2300	7as,(7a)	Ndh mit Lbh	cB *	- bis +	- (125)	4.0-4.5	28.3
2510 (1)	1250	1900	7f	Lbh mit Ndh	bT *	-	++ (20)	5.5-6.5	32.7
2610 (1)	1320	2000	7g/7a/7f	Lbh	aE	-	++ (115)	4.0-5.0	47.8
2619 (W)	-		7f	Lbh	aE	- bis (+)	- (60)	4.0-4.5/(5.5)	-
2620 (1)	5250		7f,(7a)	Lbh	bE	-	++ (125)	4.0-5.0	57.5
2710 (1)	7000	15400	6,(*7)/7d	Ndh		-	- (124)	4.0	72.6
2720 (1)	6000	15400	6,(*7)	Ndh		-	- (60)	4.0/4.5	61.1
2730 (1)	700	850	6	Ndh mit Lbh		-	++ (95)	4.0/4.5	53.1
2740 (1)	2800	6000	7d,(6,7as)	Ndh mit Lbh		-	+(+) (138)	5.0-7.0/4.5	70.8
2750 (1)	2600	6000	7as/7d	Ndh mit Lbh		-	+(+) (115)	5.0-6.0/4.0	64.6
2810 (1)	1500	2500	7a	Ndh		- bis +	++ (25)	4.5-5.0	51.3
2820 (1)	450		?	?Ndh?		+	++ (30)	6.5-7.0/7.5	7.1
2830 (1)	900	1600	7a/6	Ndh		- bis ++	++ (25)	5.5-6.5/7.5	25.7
2910 (1)	2600	5000	*7,(7d)			-	- (140)	4.0	60.2
2920 (1)	4600	8200	7d			-	- (140)	4.0	61.9
2930 (1)	950	8200	7d			-	- (135)	4.0/4.5	48.7
2939 (W)	-		7d			-	- (60)	4.0-4.5	-
3110 (1)	650	3400	7g	Ndh		-	- (100)	5.5	90.3
3120 (1)	1250	3400	7g	Ndh		-	- (70)	4.5-5.0/5.5	94.7
3130 (1)	2250		7f,(9)	Ndh mit Lbh		- bis ++	++ (95)	5.5-6.0	60.2
3140 (1)	750	2500	7f,(9)	Ndh		-	- (140)	5.0	34.5
3210 (1)	5500		29	Ndh mit Lbh		-	++ (70)	4.5-5.0	66.4
3310 (1)	900	8250	7d	Ndh mit Lbh		-	- (120)	4.0	76.1
3320 (1)	4300	11000	*7	Ndh		-	- (38)	4.0-4.5	60.2
3410 (1)	2380		*7			-	- (65)	4.0/4.5	67.3
3510 (1)	4600	7000	7d/7a			-	- (70)	4.0-5.5	82.3
3520 (1)	1150	3750	7d/7a			-	- (100)	4.5-5.5	49.6
3530 (1)	1350	6350	7a/7d			-	+(+) (50)	4.5-5.0	62.8
3540 (1)	4000		7a/7d			-	- (90)	4.0-5.0	74.3
3610 (1)	2700	8000	7d/7as	Ndh mit Lbh		-	++ (30)	4.5-5.5	73.5
3620 (1)	5000		7d	Ndh		- bis ++	++ (50)	5.0-6.5	53.1
4110 (1)	2500				cB	-	- (136)	4.0-5.5	54.0
4120 (1)	1450				cB (cB)	-	++ (90)	5.5-8.5	53.1
4130 (1)	1700				+ bis ++		++ (25)	8.0	68.1
4140 (1)	2400				kB/cE	- bis +(++)	- (45)	5.5-6.0/6.5	69.0
4150 (1)	2800	1500			tV/kB	-	++ (65)	5.5-7.5/8.0	57.5
4160 (1)	2200				cB	-	++ (65)	6.0-7.5/8.0	56.6
4170 (1)	1150				bB	-	++ (85)	5.0-5.5/6.0	73.5
4210 (1)	2100	5200			bE	- (bis ++)	- (50)	5.0-6.0/7.0	53.1
4220 (1)	1400	6500			cB (bE)	- bis ++	++ (30)	5.0-6.5	59.3
4230 (1)	2700	5300			bB *	-	- (135)	4.0	38.1
4240 (1)	1300	2700			cB *	-	- (90)	4.0-5.5	76.1
4250 (1)	3250	6500			bE	-	- (90)	5.0-5.5	43.4
4310 (1)	3750				bB (aT)	-	++ (95)	4.0-4.5	58.4
5110 (1)	1400		29/30	Lbh	cF *	++		6.0-6.5	50.4

Tab. 5. (Forts. - *continued*)

Aufnahmen	Flächengrösse	pot. nat. Veg.	Bestockung vor Schlag	Boden-typ	Karbonat HWH	Karbonat unt. HWH	pH HWH / bis 40 cm	rel. Ssd in %
	a	b			- bis +	- bis ++ (70)	5.0-7.5/8.0	68.1
6110 (1)	2000	2700		Ndh mit Lbh				
6210 (1)	1700			Lbh mit ?	++		6.5-7.0	44.2
6220 (1)	3300			Ndh mit Lbh	-	++ (40)	4.0-5.0	83.2
6230 (1)	2300	3200		Ndh	-	- (90)	4.0-4.5	79.6
6310 (1)	9800				-	++ (75)	4.5-5.0/6.5	74.3
6320 (1)	6250	15600			-	++ (115)	4.0-5.0/5.5	90.3
6330 (1)	1250				-	++ (95)	4.0-4.5	65.5
6410 (1)	16000				- bis +	- bis + (90)	4.5-5.0/5.5	77.9
6510 (1)	1700	2600		Lbh	-	- (140)	5.0-6.0/6.5	60.2
6520 (1)	2000			Lbh	-	- (90)	4.0-4.5	40.7
6530 (1)	1600			Lbh	-	++ (80)	4.5-5.0/5.5	45.1
6540 (1)	6000	11600		Lbh mit Ndh	-	++ (55)	4.0-4.5	59.3
7110 (1)	270	1300			+ bis ++		6.0-7.0	57.5
7120 (1)	1600				-	++ (80)	4.0	23.9

horizont, Karbonatgehalt unterhalb 20 cm Bodentiefe, pH im Hauptwurzelhorizont und allfällige Veränderungen in tieferen Schichten (bis 40 cm) sowie die relative Sonnenscheindauer.

In der schweizerischen Forstpraxis sind sehr grosse Kahlhiebe eher selten. Die **durchschnittliche Flächengrösse** einer Winterräumung der 113 untersuchten Schläge lag bei 23 Aren. Die kleinste zusammenhängende Öffnung (Schlag 7110) war nur 2.7 Aren gross (vgl. Tab. 5). Sie stellte aber insofern einen Spezialfall dar, als dass der Schlag auf der anderen Seite der Forststrasse weitergeführt wurde und die Räumung so eigentlich eine Fläche von 13 Aren bedeckte. Die nächstgrösseren Schläge waren 4 Aren gross (Flächen 1690, 1760, 1770 und 2210), wenn bei jeder Fläche nur die Räumung eines Winters berücksichtigt wurde. Es waren aber auch deutlich grössere Kahlflächen bis 160 Aren auszumachen. Zusätzlich führte das Erweitern der Schläge durch direkt angrenzende weitere Räumungen in den Folgejahren oftmals zu grösseren baumfreien Waldgebieten (vgl. Flächengrösse b in Tab 5.).

Die Schlaggrösse hat einen Einfluss auf die **relative Sonnenscheindauer** (rel. Ssd) im Zentrum einer neuen Schlagfläche. Da die rel. Ssd aber auch abhängig von der Form der umgebenden Bestände (Wald oder ältere Schlagfläche, Höhe der Bäume und Sträucher, Dichte des Bestandes) sowie der Hangneigung ist, kann sie in verschiedenen Schlägen von gleicher Grösse stark schwanken (vgl. Fig. 6).

In den 113 Schlägen waren bezüglich rel. Ssd sehr grosse Unterschiede auszumachen. Der geringste Wert wurde mit 7.1% auf der 4.5 Aren umfassenden

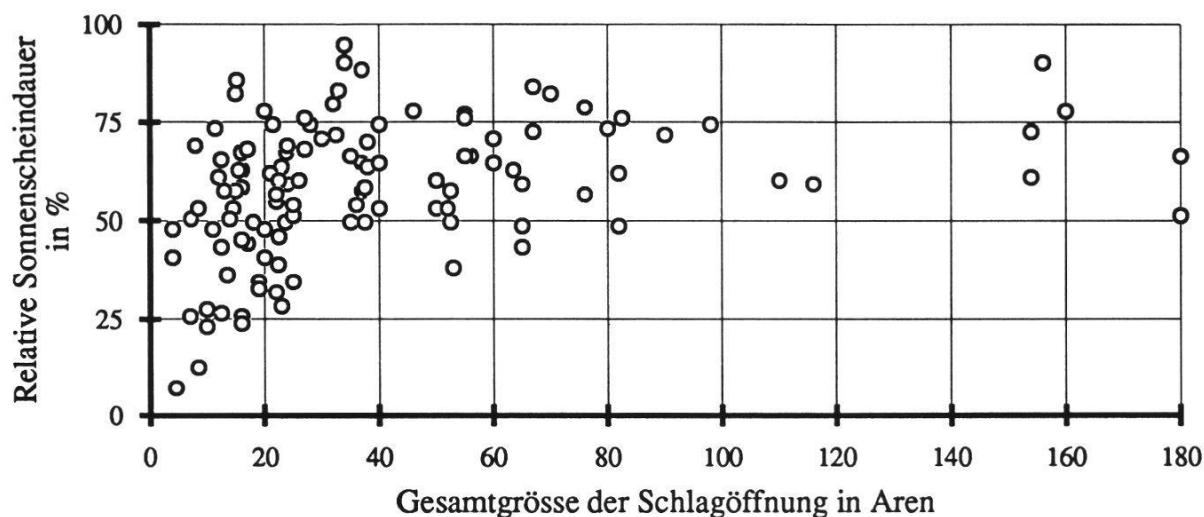


Fig. 6. Beziehung zwischen der relativen Sonnenscheindauer und der Gesamtgrösse der Schlagöffnung in Aren.

Relation between the relative duration of sunshine and the area of the whole clearing in acres (1 acre = 119.6 square yards).

Fläche 2820 ermittelt (vgl. Tab. 5). Das Maximum wurde mit 94.7% auf dem Schlag 3120 erreicht. Die durchschnittliche rel. Ssd lag bei 58.6%. Figur 7 zeigt die Verteilung der 113 untersuchten Schlagflächen nach der rel. Ssd. Da beim Messen der rel. Ssd die Beschattung der aufgelaufenen Sträucher nicht mitberücksichtigt wurde (vgl. Kap. 3.2.1.), konnte keine Beziehung zwischen der rel. Ssd und der Artenzahl der Schlagfläche nachgewiesen werden.

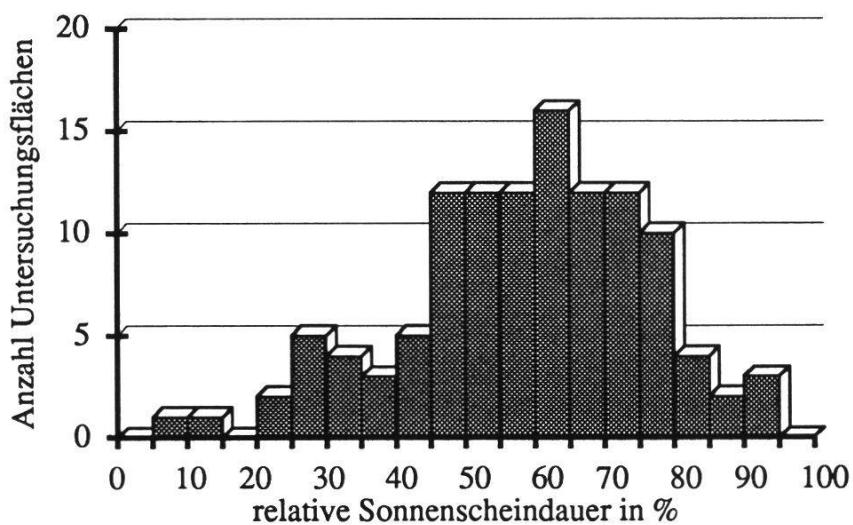


Fig. 7. Verteilung der 113 untersuchten Schläge nach der relativen Sonnenscheindauer.

Distribution of the 113 investigated clearings ordered by the relative duration of sunshine.

Interessant scheint die Frage bezüglich dem Zusammenhang der **potentiellen natürlichen Vegetation** und der sich auf der Hiebfläche entwickelnden Schlagvegetation. Dabei könnte die **Bestockung vor dem Schlag** mit Laub- bzw. Nadelholz eine nicht zu unterschätzende Rolle für die Vegetationsausprägung nach dem Schlag spielen. Während für die potentielle natürliche Vegetation im Kanton Zürich die Waldkartierung der BGU (1984-88) beigezogen werden konnte, wurde die Bestockung vor dem Schlag anhand des in Kapitel 3.2.3. beschriebenen Fragebogens an die Förster sowie der eben erwähnten Kartierung erhoben (Tab. 5). Einige Angaben fehlen, da nicht alle Fragebogen retourniert wurden. Trotzdem wird ersichtlich, dass der kleinste Teil der untersuchten Schlagflächen dominierend mit Laubholz bestockt war. Der meist hohe Nadelholzanteil dieser vorwiegend zur Waldgesellschaft 7 (Waldmeister-Buchenwald) gehörenden Untersuchungsflächen ist unnatürlich, bedingt durch die beträchtliche Pflanztätigkeit des Menschen. Nach dem LFI (MAHRER 1988) sind im schweizerischen Mittelland 43.5% des gleichförmigen Hochwaldes reines Nadelholz (Ndh-anteil über 90%), 24.6% Nadelholz gemischt (Ndh-anteil 51 - 90%), 13.4% Laubholz gemischt (Ndh-anteil 11 - 50%) und 18.5% reines Laubholz (Ndh-anteil 0 - 10%). Im zugänglichen Wald des Mittellandes (ohne Gebüschwald) macht der Nadelholzanteil über 60% aus.

Die **Bodentypen** in der Tabelle 5 konnten nach verschiedenen Bodenkarten (FAP-Reckenholz 1981, 1986 und 1988) und einer Bodeneignungskarte (FAP-Reckenholz 1980) zusammengestellt werden. In der Regel handelte es sich um senkrecht durchwaschene Braunerden. Weniger häufig kamen Saure Braunerden und Parabraunerden vor. Auch Kalkbraunerden, Braunerde-Gleye, Buntgleye und Fluvisole waren vertreten. Die Böden waren meist sehr tiefgründig bis mäßig tiefgründig.

Eigentlich war vorgesehen, für jedes Untersuchungsobjekt den **Hauptwurzelhorizont (HWH)** zu ermitteln. Schon bald zeigte sich aber, dass dies weder möglich noch sinnvoll ist. Je nach Pflanzenart in der unmittelbaren Nachbarschaft der Bodenprobe war der HWH innerhalb einer Fläche starken Schwankungen unterworfen. Da, wie oben bereits erwähnt, die meisten Böden senkrecht durchwaschene Böden waren, konnten sich die Wurzeln relativ ungehindert ausbreiten. Der HWH der zahlreichen Stichproben lag in einem Bereich von 7.5 bis 25 cm mit einem Durchschnitt von rund 16 cm. Im folgenden konnte davon ausgegangen werden, dass sich die meisten Pflanzen der Krautschicht die ersten 20 cm des Bodens zunutze machen. Der HWH wurde in der Folge für alle Flächen in den ersten 20 cm des Bodenprofils angesiedelt.

Die **Messungen des Karbonatgehaltes** mit der Salzsäuremethode waren zum Teil nicht bis in die gewünschte Tiefe von 60 cm möglich. Ungünstige Bodeneigenschaften verhinderten ein Vordringen mit dem holländischen Sandbohrer oder dem Pürckhauer bis in diese Tiefe. Andere Bohrungen wurden bei erfolgter Karbonatreaktion abgebrochen. Diese unterschiedlichen Resultate sind in Tabelle 5 dargestellt. In mehr als der Hälfte der Flächen konnte im HWH kein Karbonat nachgewiesen werden. In einigen ausgewählten Untersuchungsobjekten ohne heftige Karbonatreaktion in den ersten 60 cm wurde weitergegraben. 26 Bohrungen erfolgten bis in eine Tiefe zwischen 100 und 140 cm. In 15 dieser Schlagflächen (11 über Würmmoränen, 2 über Rissmoränen und 2 über überfahrenen würmeiszeitlichen Schottern, vgl. Tab. 1 und 5) wurde die Karbonatgrenze aber trotzdem nicht erreicht.

Die **pH-Messungen** nach Hellige in den ersten 40 cm ergaben Werte zwischen 4.0 und 8.5 (Tab. 5). Die meisten Böden wiesen sowohl im HWH als auch in den nächsten 20 cm eine stark bis schwach saure Bodenreaktion auf. Aus zeitlichen Gründen wurde auf genauere pH-Messungen verzichtet. Durch die Änderung des Salzgehaltes und der biologischen Aktivität sowie durch die inhomogene Verteilung von alkalischen und sauren Kompartimenten unterliegen die Böden jahreszeitlichen und örtlichen pH-Schwankungen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984). Da die pH-Messungen aller Standorte aber sowieso nicht zum gleichen Zeitpunkt und unter gleichen Bedingungen möglich gewesen wären, drängte sich auch keine genauere, zeitaufwendigere pH-Messmethode auf.

Ein Vergleich der pH- und Karbonatmessungen mit der Boden- und Vegetationskartierung liess einige Unstimmigkeiten hervortreten. So wurde zum Beispiel der schwach saure bis neutrale und bereits im HWH karbonatreiche Boden im Schlag 1320 (Chälberhau bei Altstetten) einerseits von der FAP-Reckenholz (1988) als saure Braunerde, andererseits von der BGU (1984-88) aber als basische Pflanzengesellschaft (*Galio odorati-Fagetum pulmonarietosum*, 7f) kartiert (vgl. Tab. 5). Da Kartierungen kleinflächige Veränderungen nicht immer erfassen können, müssen diese Angaben oft mit Vorsicht verwendet werden.

Die Möglichkeit von Bodenveränderungen durch das Schlagereignis werden in Kapitel 4.2.2. und 5.2.2. aufgezeigt und diskutiert.

4.1.3. Syndynamische Bewertung der Schlagflächen

4.1.3.1. Artenverteilung in den ökologischen Gruppen

Um die Entwicklung der Artenzahl und des Deckungsgrades wichtiger Artengruppen zu verfolgen, wurden die 492 Pflanzenarten neun ökologischen Gruppen zugeordnet. Viele Arten müssten wegen ihrem breiten ökologischen Spektrum mehreren Gruppen zugeordnet werden. Dies würde eine Übersicht sehr erschweren (LANDOLT 1991a). Die Einteilung erfolgte deshalb nur nach dem Verbreitungsschwerpunkt der betreffenden Pflanzenart in der Schweiz.

Folgende neun Gruppen wurden unterschieden: (Anzahl Pflanzen in dieser Gruppe)

1 Einheimische Bäume (39 Arten)

Die Gruppe der "einheimischen Bäume" umfasste auch angepflanzte, auf den Untersuchungsflächen standortsfremde Bäume wie *Larix decidua*, *Picea excelsa*, *Pinus sylvestris* (zumindest auf den mittleren Böden des Untersuchungsgebietes), *Castanea sativa* und *Quercus pubescens*. *Abies alba* war zwar nicht standortsfremd, wurde aber oftmals durch Pflanzungen für das Untersuchungsgebiet unnatürlich vorherrschend.

2 Krautige Waldpflanzen (92 Arten)

Mit 92 Arten bildeten die "krautigen Waldpflanzen" die grössten Gruppe dieser Einteilung. Bei diesen Pflanzen handelt es sich hauptsächlich um ursprünglich einheimische (Idiochorophyten), die natürlicherweise ins Gebiet eingewandert sind (LANDOLT 1991a).

3 Sträucher und niedere Holzpflanzen (36 Arten)

Die "Sträucher und niederen Holzpflanzen" waren meist Licht- oder Halbschattenpflanzen. Ihren Verbreitungsschwerpunkt hatten sie wie die Arten der Gruppe 4 in den Schlag- und Saumgesellschaften. Die immergrüne Liane *Hedera helix* war als Schattenpflanze und bezüglich ihrer Wuchsform eine Ausnahme. Weitere in dieser Gruppe vertretene Schattenpflanzen waren *Cornus stolonifera*, *Daphne mezereum*, *Rubus caesius*, *Vaccinium myrtillus* und *Vinca minor*. Diese sechs Schattenpflanzen wurden in der Auswertung auch als "holzige Waldpflanzen" taxiert. Zusammen mit den "krautigen Waldpflanzen" (ohne die "einheimischen Bäume") ergab dies 98 Waldpflanzen, die in der Auswertung als "Waldpflanzen total" zusammengefasst wurden.

4 Krautige Schlag- und Saumpfplanzen (61 Arten)

Schlag- und Saumpfplanzen sind meist lichtbedürftige, nährstoffliebende Pflanzen. Durch den Schlag werden die Licht- und Nährstoffverhältnisse am Boden verbessert. Durch das Zurichten und Rücken der Baumstämme wird der Unterwuchs sowie der Boden gestört, also konkurrenzarme Standorte geschaffen (ELLENBERG 1986). All diese Bedingungen ermöglichen vielen Schlag- und Saumpfplanzen das Aufkommen.

Insgesamt wurden 61 krautige und 30 holzige Schlag- und Saumpfplanzen (die Licht- und Halbschattenpflanzen aus der Gruppe "Sträucher und niedere Holzpflanzen") gefunden.

5 Unkraut- und Ruderalpflanzen (91 Arten)

Die "Unkräuter und Ruderalpflanzen", die mit 91 Arten die zweitgrösste Gruppe dieser Einteilung waren, werden von LANDOLT (1991a) folgendermassen umschrieben: Unkräuter brauchen Standorte, die regelmässig durch den Menschen mechanisch bearbeitet werden (z.B. Umbruch des Bodens). Sie sind Begleiter von Kulturen in Äckern, Weinbergen und Gärten. Ruderalpflanzen dagegen sind Arten, die an offenen, ungenutzten Orten vorkommen: Weg- und Gebüschränder, Trittplätze, Steinhaufen, Schutt- und Ödlandstellen. In der vorliegenden Arbeit wurden die Pionierpflanzen (z.B. verschiedene Arten der Auen) ebenfalls den Ruderalarten zugeordnet. Oft sind die Pflanzen dieser ökologischen Gruppe auf Nährstoffzufuhr angewiesen. Die Abgrenzung zwischen Unkraut- und Ruderalpflanzen ist nicht scharf.

Die "echten" Unkraut- und Ruderalpflanzen sind ursprünglich meist nicht aus unserer Gegend (Neophyten). Bei den zugeordneten Pionierarten handelt es sich aber vorwiegend um echt einheimische Arten (Idiochorophyten, LANDOLT 1991a).

Durch den Schlag wurden für die 91 Arten dieser Gruppe oft günstige Bedingungen geschaffen (vgl. Gruppe 4).

6 Pflanzen magerer Wiesen und Weiden (18 Arten)

Auf den Schlägen waren nur wenige Arten (18) zu finden, die ihre Hauptverbreitung auf mageren, trockenen und wechseltrockenen Wiesen und Weiden haben. Durch das allgemein erhöhte Wasser- und Nährstoffangebot auf den Schlagflächen waren solche Arten zu wenig konkurrenzfähig gegenüber Pflanzen, die solche Bedingungen bevorzugen.

7 Pflanzen feuchter Wiesen und Sumpfpflanzen (49 Arten)

Da auf den Schlagflächen die Transpiration der Bäume fehlt, vernässt der Boden zeitweise (vgl. z.B. BRÜLHART 1969). Dies und die anfänglich meist geringe Konkurrenz anderer Pflanzen auf den Schlagflächen ermöglichte 49 Pflanzen nasser und wechselnasser Standorte ein Aufkommen.

8 Pflanzen fetter Wiesen, Weiden und Rasen (55 Arten)

Die günstigen Bedingungen infolge der rascheren Mobilisierung der Stickstoffvorräte in der Humusdecke und die Konkurrenzarmut (vgl. oben, Gruppe 4) konnten sich viele stickstoffbedürftige Pflanzen zunutze machen.

9 "Standortsfremde": Gartenflüchtlinge und Kulturpflanzen (51 Arten)

Neben fremdländischen, vom Förster angepflanzten Bäumen (*Abies nordmanniana*, *Picea pungens*, *Pinus strobus*, *Pseudotsuga taxifolia* und *Quercus rubra*) gehörten zu dieser Gruppe vor allem auch Gartenflüchtlinge, die auf konkurrenzarmen Standorten aufkamen und sich zum Teil etablieren konnten.

4.1.3.2. Entwicklung der Artenzahl

Die Auswertung der Artenzahlentwicklung nach den sechs Strauchschichtdeckungsgruppen (SsGr) ergab das in Figur 8a dargestellte Bild: Die durchschnittliche Artenzahl nahm mit zunehmender Strauchschichtdeckung annähernd exponentiell von anfänglich beinahe 57 Arten auf rund 44 Arten ab. Statistisch lassen die Angaben in der Tabelle 6 folgende Aussagen zu: Die SsGr 1 (< 1% Deckung) und die SsGr 2 (1% bis < 5% Deckung) wiesen be-

Tab. 6. Signifikanztest (Fischer's PLSD-Test) der Artenzahlauswertung bezüglich sechs Strauchsichtdeckungsgruppen (a) und sieben Schlagaltersgruppen (b).

Multiple comparison test (Fischer's PLSD-test) of the evaluation of the number of species in relation to six groups of shrub layer coverage (a) and seven groups of the age of the clearing (b).

** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$; + = $p < 0.10$; . = nicht signifikant (not significant)

a)

Strauchsicht- deckungsgruppen	SsGr	SsGr	SsGr	SsGr	SsGr	SsGr
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	**	**	**	**
SsGr 2		-	.	*	*	*
SsGr 3			-	.	.	.
SsGr 4				-	.	.
SsGr 5					-	.
SsGr 6						-

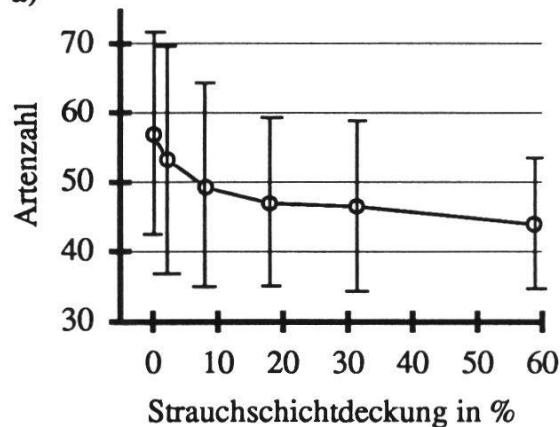
p-Wert: 0.0011

b)

Schlagalter	1	2	3	4	5	6	7
1	-	.	+	*	**	*	.
2		-	**	**	**	**	+
3			-
4				-	.	.	.
5					-	.	.
6						-	.
7							-

p-Wert: 0.0004

a)



b)

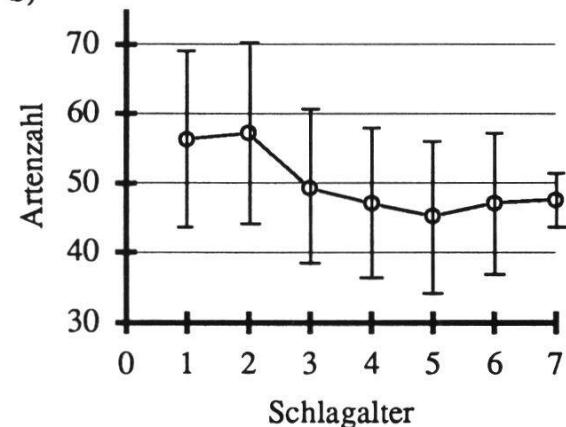


Fig. 8. Entwicklung der durchschnittlichen Artenzahl bezüglich der Strauchsichtdeckung (a) und dem Schlagalter (b).

Development of the average number of species in relation to the coverage of the shrub layer (a) and the age of the clearing (b).

Bei der Auswertung nach Strauchsichtdeckung wurden alle 230 Schlagaufnahmen berücksichtigt, bei der Auswertung nach Schlagalter konnten nur 152 Aufnahmen einbezogen werden.

The evaluation according to the shrub layer coverage was computed with all 230 clearings, and for the evaluation according to the age of the clearing, only 152 relevés could be included.

Folgende durchschnittliche Strauchsichtdeckungswerte wurden von den einzelnen Strauchsichtdeckungsgruppen (SsGr, vgl. Kap. 3.4., S. 28) erreicht: - *The different groups of shrub layer coverage (SsGr, cf. chapter 3.4., p. 28) reached the following average values:*

SsGr 1 = 0.11%; SsGr 2 = 2.22%; SsGr 3 = 8.13%; SsGr 4 = 17.9%; SsGr 5 = 31.3% und SsGr 6 = 58.7%.

züglich durchschnittlicher Artenzahl keine statistisch gesicherten Unterschiede auf. Die darauffolgenden SsGr hatten zur ersten Gruppe mit 99%-iger statistischer Sicherheit kleinere durchschnittliche Artenzahlen. Mit 95%-iger Sicherheit waren auch die Unterschiede zwischen der SsGr 2 zu den SsGr 4, 5 und 6 signifikant. Die kleinen Differenzen zwischen den letzten drei SsGr konnten statistisch nicht mehr belegt werden.

In Figur 8b wird die Artenzahlentwicklung nach Schlagalter ersichtlich. Nach einem hohen Artendurchschnitt in den beiden ersten Jahren (ungefähr 57 Arten) nahm die Artenzahl im dritten Jahr stark ab und pendelte dann auf einem tieferen Niveau (ungefähr 47 Arten) ein. Mit 90%-iger statistischer Sicherheit wurde das Artenmaximum auf den untersuchten Schlagflächen bereits im ersten oder zweiten Jahr erreicht (Tab. 6). Die durchschnittliche Artenzahl im zweiten Jahr war mit 99%-iger Sicherheit höher als diejenige in den darauffolgenden Jahren. Zum siebten Jahr ergab sich nur noch eine 90%-ige Sicherheit, da diese Gruppe nur fünf Stichproben beinhaltete, die zudem Extremfälle darstellten. Der Anstieg der durchschnittlichen Artenzahl vom ersten zum zweiten Jahr konnte statistisch nicht belegt werden. Zusätzlich erreichten die kleinen Unterschiede der Artenzahl zwischen dem dritten und dem siebten Jahr untereinander keine statistische Signifikanz mehr.

4.1.3.3. Entwicklung der ökologischen Gruppen

Die nach den in Kapitel 3.4. beschriebenen Auswertungsvarianten erzielten Resultate ergaben die in Tabelle 7 dargestellten Irrtumswahrscheinlichkeiten und zeigten, dass bei der gewichteten Auswertung nach Strauchschichtdeckung am meisten Aussagen mit über 90%-iger statistischer Sicherheit möglich waren. Die ungewichtete Auswertung nach Schlagalter war diesbezüglich nicht viel schlechter, die Entwicklung der ökologischen Gruppen waren zu einem grossen Teil aber weder einleuchtend noch durch klare Tendenzen geprägt. Dies hatte drei Gründe: Erstens konnte bei einzelnen Schlägen das Schlagalter nicht immer klar eruiert werden. Neben eventuellen falschen Zuordnungen konnten zusätzlich 78 Aufnahmen wegen fehlenden Angaben nicht in die Auswertung einbezogen werden. Dies und die grössere Gruppenzahl führte zu einer kleineren Stichprobenzahl in den jeweiligen Gruppen. Zweitens wurden die Bedingungen auf den Schlägen durch die verschiedenen Pflegeeingriffe immer wieder unterschiedlich verändert. So wurde oftmals die Strauchschicht stark zurückgeschnitten, um bestimmten Bäumen durch geringere Konkurrenz ein rascheres Aufkommen zu ermöglichen und die ge-

Tab. 7. Gegenüberstellung der Irrtumswahrscheinlichkeiten der drei gewählten Auswertungsvarianten.

Comparison of the p-value of different interpretation variants.

** = $p < 0.01$; * = $p < 0.10$

	p-Werte Schlagalter 1) ungewichtet	p-Werte Strauchschichtdeckung ungewichtet	p-Werte Strauchschichtdeckung gewichtet
Einheimische Bäume	0.0001 **	0.0001 **	0.0001 **
Krautige Waldfpflanzen	0.0828 *	0.3418	0.0367 *
Waldfpflanzen total	0.0204 *	0.2682	0.0095 **
Sträucher & niedere Holzfpflanzen	0.4124	0.1491	0.073 *
Krautige Schlag- & Saumpfpflanzen	0.0386 *	0.0031 **	0.0302 *
Schlag- & Saumpfpflanzen total	0.0897 *	0.6754	0.9778
Unkraut- & Ruderalpfpflanzen	0.0002 **	0.0002 **	0.0003 **
Krautige Schlag-,Saum-,Unk.-&Rud.pfl.	0.0004 **	0.0001 **	0.0001 **
Pfpflanzen magerer Wiesen & Weiden	0.9587	0.1245	0.4495
Pfpflanzen feuchter Wiesen & Sumpfpfl.	0.7897	0.2268	0.0557 *
Pfpflanzen fetter Wiesen, Weiden & Rasen	0.1809	0.2795	0.3117
Gartenflüchtlinge und Kulturpfpflanzen	0.0791 *	0.0641 *	0.0412 *
Artenzahl	0.0003 **	0.0011 **	-

1) Für die p-Wert-Berechnung wurden die fünf siebenjährigen Schläge weggelassen, da sie Extremfälle darstellten und dadurch ungerechtfertigterweise zu höheren F-Werten führten

wünschte Artenzusammensetzung in der zukünftigen Baumschicht zu erreichen. Diese sogenannte Mischungsregulierung zog eine Kette von möglichen Folgereaktionen mit sich: Die verbesserten Lichtverhältnisse konnten sich wiederum lichtbedürftige Arten zunutze machen, die erhöhte Einstrahlung führte zu einer Erwärmung des Bodens und damit verbunden zu einer erneuteten Nährstofffreisetzung, und die verringerte Transpiration der Strauchschicht ging mit einer Vernässung im Oberboden einher. Der Entbuschungseingriff konnte also gleiche Auswirkungen - eventuell weniger ausgeprägt - wie ein Schlag eingriff haben. Das Schlagalter müsste in einem solchen Fall also verringert werden. Dies wurde bei der Schlagalterauswertung aber nicht berücksichtigt. Ein dritter möglicher Grund für die wenig aussagekräftigen Tendenzen der Auswertung nach Schlagalter war, dass der Förster im Wirtschaftswald die sich über Jahre hinziehende Sukzession oftmals abkürzt, indem er nach dem Kahlschlag eine neue Generation Nadelhölzer und oder Laubhölzer pflanzt (ELLENBERG 1986).

Aus diesen Gründen wird im folgenden das Verhalten der einzelnen ökologischen Gruppen nur anhand der gewichteten Auswertungsvariante bezüglich Strauchschichtdeckung - ein Mass für das Schlagalter - beschrieben.

Die Resultate dieser Auswertung liessen für die Entwicklung der "einheimischen Bäume", der "Unkraut- und Ruderalpfpflanzen", der "Waldfpflanzen total"

sowie der Summengruppe "krautige Schlag- und Saumpflanzen inklusive Unkraut- und Ruderalpflanzen" Aussagen mit 99%-iger statistischer Sicherheit zu (Tab. 7). Ausser bei den drei Gruppen "Schlag- und Saumpflanzen total", den "Pflanzen magerer Wiesen und Weiden" und den "Pflanzen fetter Wiesen, Weiden und Rasen" waren sonst Aussagen von mindestens 90%-iger statistischer Sicherheit möglich.

In Figur 9 sind die errechneten Prozentzahlen der einzelnen ökologischen Gruppen bezüglich der gewichteten Gesamtartensumme dargestellt. Die Prozente werden dabei im folgenden mit der Bedeutung dieser ökologischen Gruppen gleichgesetzt.

Die "**einheimischen Bäume**" nahmen kontinuierlich von anfänglich durchschnittlich 12.7% auf 27.9% zu (Fig. 9). Dies war auch zu erwarten, da sie den Hauptteil der Strauchschichtdeckung ausmachten. Meistens waren die einzelnen Durchschnittswerte zueinander zu 99% gesichert (vgl. Tab. 8).

Die "**Sträucher und niederen Holzpflanzen**" erreichten nie die Bedeutung der "**einheimischen Bäume**". Die Zunahme von 10.7% auf 15.1% konnte nur zu einem kleinen Teil zu 90% oder mehr gesichert werden. So war vor allem der Wert der SsGr 6 zu verschiedenen anderen SsGr signifikant verschieden (vgl. Tab 8).

Die Waldpflanzen ohne einheimische Bäume waren anteilmässig mit durchschnittlich 33.0% (nur krautige Waldpflanzen 31.8%) durchwegs die wichtigste ökologische Gruppe der Schlagflächen. Die Entwicklung der "**krautigen Waldpflanzen**" sowie der "**Waldpflanzen total**" verlief nahezu synchron. Nach einer ziemlich kontinuierlichen Abnahme in den ersten vier SsGr erholteten sich die Waldpflanzen wieder leicht. Aus Tabelle 8 wird ersichtlich, dass nur die anfängliche Abnahme (zum Teil bis 99%) statistisch gesichert werden konnte.

Die Bedeutung der "**krautigen Schlag- und Saumpflanzen**" fiel von 14.7% auf 9.1%. Die Werte der letzten beiden SsGr waren zum grössten Teil mit 95%-iger Sicherheit tiefer als die Werte der ersten vier Gruppen (vgl. Tab. 8).

Die "**holzigen und krautigen Schlag- und Saumpflanzen**" waren ziemlich konstant mit durchschnittlich rund 24% an der totalen Artengarnitur vertreten. Der extrem hohe p-Wert von 0.9778 zeigt, dass die Streuung innerhalb der Gruppe beinahe gleich gross war, wie diejenige zwischen den Gruppen. Dies bedeutet, dass zwischen den verschiedenen SsGr keine statistisch gesicherten Veränderungen auftraten. Die Abnahme der "**krautigen Schlag- und Saumpflanzen**" wurde durch die "**holzigen Schlag- und Saumpflanzen**" kompensiert beziehungsweise die krautigen Pflanzen dieser ökologischen Gruppe

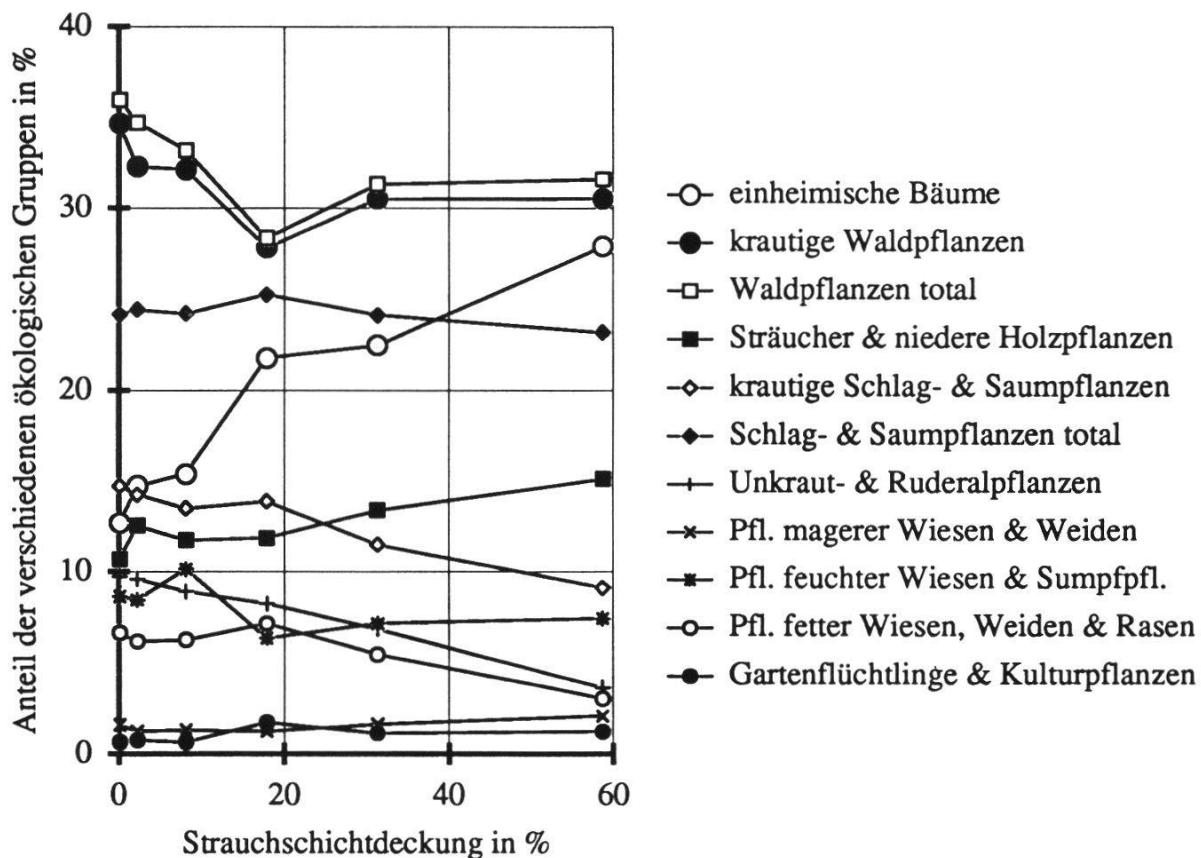


Fig. 9. Entwicklung der ökologischen Gruppen auf Schlagflächen in Abhängigkeit der Strauchschichtdeckung (gewichtete Auswertung). Die Gruppen der "Waldpflanzen total" und der "Schlag- und Saumpflanzen total" enthalten sowohl holzige wie auch krautige Pflanzen ohne die "einheimischen Bäume".

Development of ecological groups on woodland clearings according to the shrub layer coverage (weighted interpretation). The groups "Waldpflanzen total" (all forest species) and "Schlag- und Saumpflanzen total" (species of woodland clearings) include woody plants as well as herbs without the "einheimische Bäume" (indigenous trees).

wurden durch holzige der gleichen Gruppe verdrängt oder ersetzt. Die bekannten Sukzessionstendenzen werden hier also bestätigt.

Mit zunehmender Strauchschicht verloren die "**Unkraut- und Ruderalfpflanzen**" deutlich an Bedeutung von ursprünglich 9.7% auf 3.6%. Hier konnten vor allem die beiden letzten Werte mit 99%-iger statistischer Sicherheit gegenüber den anderen Werten belegt werden (vgl. Tab 8).

Bei den "**Pflanzen der mageren Wiesen und Weiden**" konnten keine statistisch gesicherten Veränderungen festgestellt werden (vgl. p-Wert Tab. 7). Auch die Abnahme der "**fetten Wiesen-, Weiden- und Rasenpflanzen**" konnte statistisch nicht gesichert werden. Während die Pflanzen der "**mageren Wiesen und Weiden**" in den verschiedenen SsGr anteilmässig nur zwischen durchschnittlich rund einem und zwei Prozent ausmachten, lag die

Tab. 8. Signifikanztest (Fischer's PLSD-Test) der Entwicklung verschiedener ökologischer Gruppen bezüglich sechs Strauchschichtdeckungsgruppen.

Multiple comparison test (Fischer's PLSD-test) for the development of ecological groups in reference to the six groups of shrub layer coverage.

** = $p < 0.01$; * = $p < 0.05$; + = $p < 0.10$; . = nicht signifikant (not significant)

Einheimische Bäume

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	*	**	**	**
SsGr 2	-	.		**	**	**
SsGr 3		-	**	**	**	
SsGr 4			-	.	**	
SsGr 5				-	**	
SsGr 6					-	

p-Wert: 0.0001

Krautige Waldpflanzen

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	.	**	*	.
SsGr 2		-	.	+	.	.
SsGr 3			-	*	.	.
SsGr 4				-	.	.
SsGr 5					-	.
SsGr 6						-

p-Wert: 0.0367

Waldpflanzen total

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	.	**	**	+
SsGr 2	-	.	**	.	.	
SsGr 3	-	*	.	.	.	
SsGr 4	-	
SsGr 5	-	.	-	.	.	
SsGr 6	-	.			-	

p-Wert: 0.0095

Sträucher und niedere Holzpflanzen

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	.	.	*	**
SsGr 2		-
SsGr 3		-	.	.	.	*
SsGr 4			-	.	.	+
SsGr 5				-	.	.
SsGr 6					-	

p-Wert: 0.0730

Krautige Schlag- und Saumpflanzen

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	.	.	*	**
SsGr 2	-	.	.	+	*	
SsGr 3	-	.	.	.	*	
SsGr 4	-	.	.	.	*	
SsGr 5	-	.	-	.	.	
SsGr 6	-	.			-	

p-Wert: 0.0302

Unkraut- und Ruderalpflanzen

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	.	.	**	**
SsGr 2		-	.	.	*	**
SsGr 3		-	.	.	*	**
SsGr 4			-	.	.	**
SsGr 5				-	.	*
SsGr 6					-	

p-Wert: 0.0003

Pflanzen feuchter Wiesen und Sumpfpfl.

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-
SsGr 2	-
SsGr 3	-	.	**	**	.	
SsGr 4			-	.	.	
SsGr 5				-	.	
SsGr 6					-	

p-Wert: 0.0557

Gartenpflanzen und Kulturflüchtlinge

Strauchschicht-deckungsgruppen	SsGr 1	SsGr 2	SsGr 3	SsGr 4	SsGr 5	SsGr 6
	1	2	3	4	5	6
SsGr 1	-	.	.	**	.	.
SsGr 2		-	.	*	.	.
SsGr 3		-	.	**	.	.
SsGr 4			-	.	.	.
SsGr 5				-	.	.
SsGr 6					-	

p-Wert: 0.0412

Bedeutung der "fetten Wiesen-, Weiden- und Rasenpflanzen" mit durchschnittlich 6.0% aber schon bedeutend höher.

Die "Pflanzen feuchter Wiesen und Sümpfe" wiesen keine klaren Tendenzen auf. So konnte auch nur der tiefere Wert der SsGr 4 und 5 zum höheren Wert der SsGr 3 mit 99%-iger Sicherheit belegt werden. Anteilmässig machten die Pflanzen dieser Gruppe rund 8.3% aus.

Die "Gartenpflanzen und Kulturflüchtlinge" waren mit durchschnittlich rund einem Prozent recht unbedeutend vertreten. Es konnten auch keine klaren Veränderungen mit zunehmender Strauchschichtdeckung festgestellt werden. Einzig der höchste Wert in der SsGr 4 war gegenüber den ersten drei Werten zu mindestens 95% gesichert.

4.1.4. Syntaxonomische Beurteilung der Schlagfluren

Nach OBERDORFER (1978) umfasst die Klasse der *Epilobetea angustifolii* Tx. et Prsg. in Tx. 50 (Schlagfluren und Vorwaldgehölze) in Mitteleuropa nur die Ordnung der *Atropetalia*. Diese kann in drei Verbände aufgeteilt werden: Das *Epilobion angustifolii* (bodensaure Schlagfluren), das *Atropion belladonnae* (Tollkirschen- und Hainkletten-Schläge) sowie das *Sambuco-Salicion* (Vorwald-Gesellschaften, Vorwald-Staudengestrüpp).

Bei den in dieser Studie untersuchten Schlägen handelte es sich vor allem um Hiebflächen jüngeren Datums. Zusätzlich unterlagen sie meistens starken menschlichen Einflüssen wie Bepflanzung, Austrichtern und Mahd und vor allem auch dem Zurückschneiden der unerwünschten Strauchschicht aus schnellwachsenden Pionerbäumen wie *Salix*-, *Sambucus*- und *Betula*-Arten (Mischungsregulierung). Aus diesen Gründen fehlte bei den Untersuchungsflächen eine gut ausgebildete *Sambuco-Salicion*-Gesellschaft (vgl. Tab. A im Anhang). Am ehesten konnten noch die von *Rubus fruticosus* s.l. dominierten Bestände (vgl. 2a und 2b in Tab. 9) diesem Verband zugeordnet werden, da diese Schlagflächen trotz der relativ geringen Deckung von *Rubus idaeus* zum *Rubetum idaei* (Pfeiff. 36 em. Oberd. 73) gestellt werden mussten. Die restlichen Aufnahmen gehörten vorwiegend zum *Epilobion* und zum *Atropion*. Die syntaxonomische Gliederung bereitete aber aus Gründen, die in Kapitel 5.5. diskutiert werden, einige Probleme. Wie bei Pioniergegesellschaften üblich, musste bei der Charakterisierung der Gesellschaften oftmals vom Optimum und Maximum der Arten ausgegangen werden (vgl. OBERDORFER 1978).

Tab. 9. Schlaggesellschaften des nordöstlichen und östlichen schweizerischen Mittellandes mit den Stetigkeiten von ausgewählten Arten der wichtigsten ökologischen Artengruppen und den hochsteten Begleitarten (Stetigkeit \geq IV). Bei den vier Aufnahmegruppen à zwei Aufnahmen wurde das Vorkommen der entsprechenden Art in arabischen Zahlen angegeben. Typische Schlagpflanzen sind *kursiv-fett* gedruckt.

Communities of woodland clearings of the northeastern and eastern Swiss Midlands and the constancy of selected species of the most important ecological groups of species and the accompanying species with high constancy (Stetigkeit \geq IV). In the four groups of two relevés each, the presence of species is indicated in arabic numbers. Typical clearing plants are printed in bold italic.

Schlaggesellschaften - *clearing communities*:

- 1 ***Carex pilulifera*-Schlaggesellschaft (*Epilobion*) - *Carex pilulifera*-clearing community (*Epilobion*)**
 - 1a *Pteridium aquilinum*-Ausbildung mit *Majanthemum bifolium*
Pteridium aquilinum-variant with *Majanthemum bifolium*
 - 1b Typische Ausbildung - *typical variant*
 - 1c Vernässte Variante der typischen Ausbildung - *wet variant of the typical community*
 - 2 ***Rubus*-Schlaggesellschaft (*Sambuco-Salicion*) - *Rubus*-clearing community (*Sambuco-Salicion*)**
 - 2a eher saure, artenarme Ausbildung mit *Moehringia trinervia*, *Dryopteris spinulosa* und *D. dilatata*
more acid variant, poor in species, with Moehringia trinervia, Dryopteris spinulosa and D. dilatata
 - 2b eher basische, artenreiche Ausbildung mit *Ranunculus ficaria*
variant somewhat richer in bases, rich in species, with Ranunculus ficaria
 - 3 Mischgesellschaft - *intermediate community*
 - 4 ***Carex sylvatica*-Schlaggesellschaft (*Atropion*)**
 - 4a wechselfeuchte *Cirsium oleraceum*-Ausbildung - *Cirsium oleraceum*- variant with *varying humidity*
 - 4b *Deschampsia caespitosa*-Ausbildung - *Deschampsia caespitosa*-variant
 - 4c gemischte Gruppe mit *Ranunculus ficaria* - *intermediate group with Ranunculus ficaria*
 - 4d gemischte Gruppe ohne *Ranunculus ficaria* - *intermediate group without Ranunculus ficaria*
 - 4e *Mercurialis perennis*-Ausbildung - *Mercurialis perennis*-variant
- 5, 6 und 7: Einzelaufnahmen ohne klare Zuordnungsmöglichkeiten - *various relevés*

Ö: ökologische Zeigerwerte der Artengruppen nach LANDOLT (1977) - *ecological indicator values of the groups of species after LANDOLT (1977):*

a:	arm - poor	r:	reich - rich
A:	allgemein verbreitet - <i>common species</i>	s:	sauer - <i>acid</i>
b:	basisch - <i>rich in bases</i>	t:	trocken - <i>dry</i>
f:	feucht - <i>damp</i>	w:	wechselfeucht - <i>varying humidity</i>
ff:	nass - <i>wet</i>	():	schwache Ausbildung - <i>non-typical variant</i>
mes:	mesische Gruppe - <i>mesic group</i>		

Stetigkeiten - *constancy*:

r	bis 5%	III	40.1%-60%
+	5.1%-10%	IV	60.1%-80%
I	10.1%-20%	V	80.1%-100%
II	20.1%-40%		

Tab. 9. (Forts. - continued)

Soz. Verh.: Soziologisches Verhalten: Verbreitungsschwerpunkte, Charakterart (*kursiv-fette* Abkürzungen) nach ELLENBERG und KLÖTZLI (1972) und OBERDORFER (1983) - *soziological behaviour: Main distribution, character species (bold italic abbreviation) after ELLENBERG and KLÖTZLI (1972) and OBERDORFER (1983).*

A	<i>Arrhenatheretalia</i>	Fag	<i>Fagetalia</i>
A-C	<i>Angelico-Cirsietum oleracei</i>	Fi	<i>Filipendulion</i>
A-F	<i>Alno-Fraxinion</i>	G	<i>Glechometalia</i>
A-R	<i>Agropyro-Rumicion</i>	I-N	<i>Isoëto-Nanojuncetea</i>
Ag	<i>Agropyretea</i>	M	<i>Molinietalia</i>
Al	<i>Alnion</i>	M-A	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
Ar	<i>Artemisietaea</i>	M-C	<i>Montio-Cardaminetalia</i>
B	<i>Bidentetalia</i>	Mes	<i>Mesobromion</i>
C	<i>Carpion</i>	Mol	<i>Molinion</i>
C r-F	<i>Carici remotae-Fraxinetum (Alno-Fraxinion)</i>	N	<i>Nardetalia</i>
C-E h	<i>Convolvulo-Epilobietum hirsuti (Convolvulion)</i>	N-C	<i>Nardo-Callunetea</i>
Ca	<i>Calthion</i>	P	<i>Prunetalia</i>
E-G r	<i>Epilobio-Geranietum robertiani (Alliarion)</i>	Pl	<i>Plantaginetaea</i>
Ep	<i>Epilobetea angustifolii</i>	Q r	<i>Quercion robori-petraeae</i>
Ep-J	<i>Epilobio-Juncetum effusi (Calthion)</i>	Q-F	<i>Querco-Fagetalia</i>
F	<i>Fagion</i>	R i	<i>Rubetum idaei (Sambuco Salicion)</i>
F-R p	<i>Frangulo-Rubetum plicati (Frangulo-Rubenion)</i>	V-P	<i>Vaccinio-Piceetalia</i>

hochstete Begleitarten (Stetigkeit \geq IV) der 113 Vegetationsaufnahmen																
meistvertretene potentielle Waldgesellschaft			6, 7d, *7			7a			7f, 7a, 7e					26, 29, 30		
Schlaggesellschaft			1a	1b	1c	2a	3	4a	4b	2b	4c	4d	4e	5	6	7
Zahl der Aufnahmen			11	7	6	8	2	13	5	6	18	24	11	2	2	2
mittlere Artenzahl			45	34	62	42	52	69	53	57	54	63	48	50	31	44
Ö	Soz. Verh.	Artengruppen														
W	<i>Fag</i>	<i>Festuca gigantea</i>	V	V	V	III	1	V	IV	IV	IV	IV	IV	1	1	
	<i>Fag</i>	<i>Circaeа lutetiana</i>	II	III	V	V		V	V	V	V	V	V	2		
	<i>Fag</i>	<i>Lysimachia nemorum</i>	IV	III	V	IV		V	III	IV	III	IV	III	2	1	
	<i>Ep-J</i>	<i>Juncus effusus</i> \geq 1	II	III	V	II		IV	III	III	II	II	+	1		
	<i>C r-F</i>	<i>Carex remota</i>	III	II	V	III		V	III	V	IV	V	+	1		
W	<i>Ep</i>	<i>Calamagrostis epigeios</i>	IV	V	III	IV	2	III	II	IV	III	V	III	1	1	
A	<i>Fag</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	IV	V	V	V	2	V	IV	V	IV	IV	II	2		
	<i>Fag</i>	<i>Epilobium montanum</i>	IV	V	V	V	2	V	IV	V	IV	IV	IV	1	1	
	<i>C-E h</i>	<i>Epilobium parviflorum</i>	IV	III	V	IV	2	V	V	V	V	V	V	2	1	2
	F	<i>Oxalis acetosella</i>	IV	V	IV	V	2	V	IV	IV	II	V	IV	1	1	
r	<i>Ep</i>	<i>Galeopsis tetrahit</i> s.l.	V	V	V	II	2	IV	IV	IV	IV	IV	III	1		
	<i>E-G r</i>	<i>Geranium robertianum</i>	IV	III	IV	IV	2	V	III	V	IV	IV	V		1	
	<i>M-A</i>	<i>Poa trivialis</i>	III	IV	V	III	2	V	II	III	III	III	II	2	2	
	<i>Fag</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>	III	IV	V	IV	2	V	IV	IV	III	IV	III	1	2	
	A	<i>Taraxacum officinale</i>	V	IV	V	V	2	V	V	IV	V	V	IV	1	2	

Tab. 9. (Forts. - continued)

meistvertretene potentielle Waldgesellschaft			6, 7d, *7		7a		7f, 7a, 7e						26						
Ö	Soz. Verh.	Artengruppen	Schlaggesellschaft		1a	1b	1c	2a	3	4a	4b	2b	4c	4d	4e	5	6	7	
			Zahl der Aufnahmen		11	7	6	8	2	13	5	6	18	24	11	2	2	2	
			mittlere Artenzahl		45	34	62	42	52	69	53	57	54	63	48	50	31	44	
s/t/a	V-P, Q-F	<i>Polytrichum formosum</i> ≥1	I																
	Q r	<i>Pteridium aquilinum</i>	V													r			
	V-P	<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	I															
	V-P, Q r	<i>Majanthemum bifolium</i>	V	II	I	II	1								+	II	1		
s/a	N-C	<i>Carex pilulifera</i>	V	V	IV			2							+	r			
	A	<i>Agrostis tenuis</i>	V	IV	III										II	+			
	I-N	<i>Hypericum humifusum</i>	III	IV	IV	I			II		I				+				
	N	<i>Carex leporina</i>	IV	III	IV	I	1		II						+	r	+		
	N-C	<i>Luzula multiflora</i>	IV	III	III				I	I					+	I			
	Q-F	<i>Atrichum undulatum</i>	I	II		II													
	B	<i>Polygonum mite</i>	II	III	III	I			I						II	+			
(s)	Al	<i>Dryopteris spinulosa</i>	IV	III	IV	V	2		III	II	II	I	I	II	II		2		
	F	<i>Dryopteris dilatata</i>	IV	IV	IV	IV			II		I	+	III	II		2			
r/s	Q-F	<i>Moehringia trinervia</i>	V	V	V	V	2	V		I	II	II	II	II	II	II	II	2	
s/t/a	Qr, Ep, N-C	<i>Veronica officinalis</i>	V	V	V	III	2	III	V	II	III	IV	+		1				
	Fag	<i>Luzula pilosa</i>	V	IV	V	IV	2	IV	I	II	II	IV	II						
A	F-R p	<i>Rubus fruticosus</i> s.l. ≥ 4	+ II		V					V	+ + +								
	R i	<i>Rubus idaeus</i>	V	V	V	V	2	V	V	V	V	V	IV				1		
mes	Q-F	<i>Carex sylvatica</i> ≥1	II	II	V	III		V	V	V	V	V	V	V					
	A, Fag	<i>Ajuga reptans</i>	III	II	V	II		IV	III	IV	IV	IV	IV	IV		1	1	2	
	M-A	<i>Prunella vulgaris</i>	II	I	V	II	1	V	III	V	III	IV	II		1	1	2		
	Q-F	<i>Geum urbanum</i>	II	II	III	IV	2	V	V	V	IV	IV	IV	V		1	1	1	
	Fag	<i>Galium odoratum</i> ≥1	I	I	IV	2		IV	III	IV	III	IV	V						
	Q-F	<i>Anemone nemorosa</i> ≥2	II	III	II	III		IV	III	V	V	IV	IV	III		1			
	Fag	<i>Lamium montanum</i>	+	II	III	III		IV	III	IV	III	IV	IV	V			1		
	Fag	<i>Viola silvestris</i> ≥1	I	II				IV	II	IV	IV	IV	V						
	C	<i>Potentilla sterilis</i>	II	III	I	I		IV	V	V	IV	IV	IV	III					
	Ep	<i>Fragaria vesca</i> ≥1	II	I	II	I	2	III	II	III	III	IV	IV	III		1			
mes/(b)	Q-F	<i>Brachypodium sylvaticum</i> ≥1	+		II	1	III	I	III	III	IV	IV	IV	V		1			
	Ar, Ag, Ep	<i>Cirsium arvense</i> ≥1			II	2	II	II	I	IV	IV	IV	III						
	Q-F	<i>Lonicera xylosteum</i>	I	I	II	2	I	I	II	IV	III	V	2						
w/b	Mol, Mes	<i>Carex flacca</i>	I	I	II			IV	II	II	III	V	IV	IV	2				
	Fag	<i>Arum maculatum</i>		I	II			III	III	IV	V	V	II	III	1				
w/f(r)	Q-F, M, M-C	<i>Deschampsia caespitosa</i> ≥3						V											
	Fag	<i>Primula elatior</i>			II			III	III	IV	IV	II	II	III		1			
	Fag	<i>Pulmonaria obscura</i>	I	I				III	I	I	III	II	II	III		1			
b	Fag	<i>Mercurialis perennis</i>			I			II	I		+ I	IV							
	P	<i>Clematis vitalba</i>						II			II	II	II	III		1			
	C	<i>Carex pilosa</i>			I			+ II			III	II	II	+					
ff/r/b	A-F, Al	<i>Carex acutiformis</i>			I			I	I	I	I					1	1	1	
f/r/b	G	<i>Glechoma hederaceum</i>	I	I				1	II	III	III	II	+	II		1		2	
f/r	A-R	<i>Ranunculus repens</i> ≥1			I	I	1	II		I	I	I	I	I				2	
w/r	A-C	<i>Cirsium oleraceum</i> ≥1			I					IV			I	I	+	1	1		
	C r-F	<i>Rumex sanguineus</i>	+		III	II				IV	III	III	II	III	I		1		
	M	<i>Angelica silvestris</i>			III	II				IV	II	III	II	II	II		2	1	
	Fag	<i>Veronica montana</i>	+		V	II				IV	I	IV	II	III	II			1	
	Pl	<i>Plantago major</i>	I	II	III	I				V	II	I	III	III	II		1	1	
	Fi	<i>Hypericum acutum</i>			I	I				V	II	I	II	II	II	+	1	1	2
	Ca	<i>Cardamine pratensis</i>	+	II						II	I	I	I	r	+		1	2	
f/r	Fag	<i>Stachys sylvatica</i>	+	I	III	II				V	IV	IV	IV	V	III			1	
f/r	Q-F	<i>Ranunculus ficaria</i>			I	I				IV	IV	V	IV	r	II				

Am besten konnten die zum *Epilobion* gehörenden ***Carex pilulifera*-Schläge** (1a-1c in Tab. 9) von den anderen Aufnahmen getrennt werden. Es handelte sich hier um das *Senecioni silvatici-Epilobietum angustifolii* (Tx. 50), den bodensauren Weideröschen-Schlag. Diese Schlaggesellschaft konnte sich vorwiegend auf den Waldstandorten 6, 7* und 7d ausbilden (vgl. Tab. 5 und Tab. A im Anhang). Da *Epilobium angustifolium* wie *Senecio silvaticus* nur schwache Charakterarten (Schwerpunktarten) sind, die beide auch im *Atropetum* basenreicher Standorte vorkommen, ist die Assoziation am einfachsten an den zahlreichen azidophilen und zugleich schlagbegünstigten Assoziationsarten zu erkennen (OBERDORFER 1978). In den untersuchten Schlägen handelte es sich dabei um *Carex pilulifera*, *Agrostis tenuis*, *Hypericum humifusum*, *Carex leporina* und *Luzula multiflora*. Neben der typischen Ausbildung (1b in Tab. 9) kam auch eine vernässte (1c) und eine besonders saure und nährstoffarme Ausbildung (1a) vor. Die letztgenannte zeichnete sich durch die Artengruppe mit *Vaccinium myrtillus*, *Majanthemum bifolium*, *Polytrichum formosum* und der zum Teil faziesbildenden Art *Pteridium aquilinum* aus. Diese Ausbildung war ausschliesslich anstelle ehemaliger Nadelholzforste mit zum Teil etwas beigemischtem Laubholz anzutreffen. Manchmal konnte *Majanthemum bifolium* und selten auch *Pteridium aquilinum* kleinflächig auf basenreicheren Standorten gefunden werden. *M. bifolium* beschränkte sich in solchen Fällen aber durchwegs auf die direkte Umgebung eines ehemaligen Nadelholzwurzelstocks.

Atropa belladonna ist nach OBERDORFER (1978) die bezeichnendste Art des *Atropion*. Sie ist aber keineswegs auf diesen Verband alleine beschränkt. Im Untersuchungsgebiet war die Aussagekraft von *A. belladonna* gering, da sie nur mit der relativ geringen Stetigkeit II gefunden wurde (vgl. Tab. 4). Die dem anspruchsvolleren *Atropion* zuzuschreibenden Schläge 4a-4f (vgl. Tab. 9) konnten als ***Carex silvatica*-Schlaggesellschaften** beschrieben werden. SSYMANEK (1991a) erwähnte eine solche Gesellschaft als homologe Schlaggesellschaft des *Galio-Fagetum* auf nährstoffreichen Böden. Die verschiedenen Ausbildungen dieser Gesellschaft waren recht schwierig zu charakterisieren. Am besten konnte eine wechselfeuchte Ausbildung (4a) mit vielen Arten der *Cirsium oleraceum*-Gruppe abgetrennt werden. Diese Arten erreichten zum Teil auch höhere Deckungswerte. Weiter konnte eine Vergrasungsvariante mit *Deschampsia caespitosa* (4b) ausgemacht werden. In der gemischten Gruppe 4c kam wie bei 4a und 4b *Ranunculus ficaria* mit Stetigkeit V vor (vgl. Tab. 9). Demgegenüber fehlte dieser Frühlingsgeophyt in der gemischten Gruppe 4d. Die *Mercurialis perennis*-Ausbildung (4e) stellte eine etwas

trockenere Variante der *Carex silvatica*-Schlaggesellschaft dar. Aber auch in der wechselfeuchten Ausbildung (4a) war *M. perennis* vertreten.

Im allgemeinen waren die Schlagflächen des *Atropion* sehr artenreich mit vielen Wechselfeuchtigkeitszeigern.

Bei den von *Rubus fruticosus* s.l. dominierten Beständen kam eine eher saure, artenarme Ausbildung (2a in Tab. 9) mit *Moehringia trinervia*, *Dryopteris spinulosa* und *D. dilatata* sowie eine basischere, artenreichere Ausbildung (2b in Tab. 9) mit *Ranunculus ficaria* vor.

Die zwei benachbarten Schläge 2741 und 2751 (Mischgesellschaft 3 in Tab. 9) hatten eine einzigartige Artenkombination. Sowohl die für *Carex pilulifera*-Schläge charakteristischen Säurezeiger wie auch die für die *Carex silvatica*-Schlaggesellschaften bedeutende mesophile Artengruppe waren nur schwach ausgebildet. Dafür waren die Nährstoffzeiger vorherrschend. Diese Artenkombination wurde durch die speziellen Standortsverhältnisse verursacht. Der eigentlich stark saure Boden über Erosionsterrassen in den Niederterrassenschottern (ETS, vgl. Tab. 1 und 5) war im HWH durch den basischen Staub des naheliegenden Kieswerkes leicht sauer bis neutral geworden.

Die restlichen sechs Aufnahmen waren bezüglich ihrer Schlaggesellschaft Einzelfälle, die sich nicht bei den übrigen Aufnahmen einordnen liessen. Bei den Flächen 1721 und 1725 handelte es sich um einen von Staunässe geprägten, lehmigen Boden. Die Aufnahmen 5111 und 6211 wurden auf bereits im HWH stark kalkhaltigen Böden (Alluvialboden bzw. Boden über ETS) durchgeführt. Den beiden Flächen 1881 und 2821 lagen gestörte Standorte zugrunde. Während der Schlag 1881 über einer Pumpstation stockte, kam beim Schlag 2821 ein stark kiesiger und steiniger Boden zum Tragen.

Rund die Hälfte der ausgewählten Arten in Tabelle 9 (Arten der wichtigsten ökologischen Artengruppen der Schlaggesellschaften und hochstete Begleitarten) sind *Querco-Fagetalia*-Arten (50.7%). Gut vertreten sind auch noch Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in den Klassen *Molinio-Arrhenatheretea* (15.6%), *Epilobetea angustifolii* (7.8%), *Nardo-Callunetea* (5.2%) und *Artemisietea* (5.2%). Die zur Differenzierung beigezogenen Arten der sauren und nährstoffarmen Ausbildung des *Senecioni silvatici-Epilobietum angustifolii* haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im *Vaccinio-Piceetalia* und/oder im Verband *Quercion roburi-petraeae* (*Querco-Fagetalia*). Die restlichen in Tabelle 9 genannten Klassen sind in den untersuchten Schlaggesellschaften von geringer Bedeutung.

4.1.5. Dauerflächenuntersuchungen

4.1.5.1 Entwicklung der Artenzahl

In den 77 ausgewählten Dauerflächenaufnahmen à 50 m² wuchsen durchschnittlich 50.2 Pflanzenarten (Blütenpflanzen, Farne und Moose über 1% Deckung). Die maximale Artenzahl erreichte die Fläche 1121 mit 81 Arten im Jahre 1989, im zweiten Jahr nach dem Schlag (Tab. 10). Die geringste Artenzahl (24 Arten) wies die Aufnahme der Fläche 1142 im Jahre 1992, d.h. im sechsten Sukzessionsjahr auf.

Weiter wird aus Tabelle 10 ersichtlich, dass die durchschnittlich höchste Artenzahl auf den jungen Schlagflächen bereits in den ersten beiden Sukzessionsjahren gefunden wurde (57.8 und 59.0 Arten). Danach nahm sie vom dritten Sukzessionsjahr bis ins fünfte Jahr ab, "erholte" sich dann aber wieder langsam bzw. pendelte auf einem tieferen Niveau bei rund 47 Arten pro 50 m² ein. Es fragt sich aber, wie sinnvoll ein Herauslesen von allgemeinen Tendenzen bei einer recht kleinen Stichprobenzahl von 14 Untersuchungsobjekten mit doch recht unterschiedlichen Standortsbedingungen überhaupt ist. So wiesen die Dauerflächen 1150 und 1410 überdurchschnittlich nasse Verhältnisse auf. Zusätzlich erschwerend für allgemeingültige Aussagen über Entwicklungstendenzen wirkten sich auch die oftmals doch sehr starken Mahd- und Entbuschungseingriffe aus. So kann der Tabelle 10 entnommen werden, dass die Artenzahl nach solchen "Pflegemassnahmen" kurzfristig wieder ansteigen konnte. Die Zunahme der Artenzahl erfolgte je nach Zeitpunkt des Eingriffes im gleichen oder im darauffolgenden Jahr.

Trotzdem konnten die Dauerflächenuntersuchungen die in Kapitel 4.1.3.2. aus 152 Aufnahmen gewonnenen Resultate zumindest bezüglich der Entwicklung der Artenzahl in den ersten Jahren bestätigen. Die hohe Artenzahl in den ersten beiden Jahren und die nachfolgende Abnahme kam vor allem durch kurzlebige Pflanzen zustande (vgl. Tab. B im Anhang).

Für den leichten Wiederanstieg der Artenzahl nach einigen Jahren bzw. das Einpendeln bei 47 Arten war keine Bestätigung möglich, da neben den Dauerflächenaufnahmen nur wenige zusätzliche Aufnahmen in älteren Schlagflächen durchgeführt wurden. So ist diese Tendenz des Wiederanstiegs der Artenzahl auch im Kapitel 4.1.3.2. vorwiegend den Dauerflächenbeobachtungen zuzuschreiben.

Tab. 10. Artenzahlentwicklung auf den 27 Dauerflächen (DF). Die "Probenzahl (152)" und der "Mittelwert (152)" geben die Resultate der Auswertung mit 152 Aufnahmen (vgl. Kapitel 4.1.3.2.) wieder.

Development of the number of species on the 27 permanent plots (DF). The "Probenzahl (152)" (number of samples) and the "Mittelwert (152)" (mean) show the results of the evaluation of 152 relevés (cf. chapter 4.1.3.2.).

Die beiden Artenzahlextremwerte sind *kursiv-fett* hervorgehoben. *The extrema are printed in bold italic.*

EG: grössere Mahd- und Entbuschungseingriffe - *Major interventions of mowing and shrub-clearing* AZ: Artenzahl - *number of species*

Schlagalter	1		2		3		4		5		6		7	
	EG	AZ	EG	AZ	EG	AZ	EG	AZ	EG	AZ	EG	AZ	EG	AZ
1121			+ 81	- 78	+ 56									
1122			+ 69	- 60	+ 32									
1141					- 56	- 43	- 40							
1142					- 32	- 29	- 24							
1151					- 51	- 52	- 44							
1152					- 62	- 65	- 43							
1215					- 42	+ 35	- 43							
1216					- 38	+ 36	- 46							
1241					- 43	+ 46	- 54							
1242					- 36	+ 37	- 42							
1261					- 57	+ 47	- 47							
1262					- 52	+ 43	- 49							
1271			- 50	+ 61	- 47									
1272					- 48	+ 47	- 40							
1312			- 54	- 39	- 35									
1313			- 58	- 43	- 46									
1324					- 56	+ 56	- 51							
1325					- 49	+ 52	- 50							
1333			- 58	- 43	- 37									
1334			- 55	- 43	- 44									
1341	- 50		- 41	- 38										
1342	- 56		- 53	- 49										
1351	- 45		- 56											
1352	- 59		- 55											
1411			- 54	- 49	+ 72									
1412			- 64	- 56	+ 66									
1511	- 79		- 78	- 61										
Probenzahl (DF)	5	14	12	16	13	13	4							
Mittelwert (DF)	57.8	59.0	51.7	46.9	44.7	46.9	47.0							
Probenzahl (152)	11	41	26	28	24	17	5							
Mittelwert (152)	56.4	57.2	49.3	47.1	45.3	47.1	47.6							

4.1.5.2. Auffälligste Veränderungen auf den einzelnen Dauerflächen

Die Deckungswertschätzungen erfolgten auch auf den Dauerflächen nach der wenig differenzierenden Methode von BRAUN-BLANQUET (1964). Dies ermöglichte relativ wenige Aussagen über die Sukzession, da Änderungen von einer Deckungseinheit im Grenzbereich von geringen Fluktuationen oder auch von

Schätzungsungenauigkeiten herrühren könnten. Erst grössere Veränderungen von mindestens zwei Deckungseinheiten konnten auch als solche interpretiert werden. Dafür war bei den BRAUN-BLANQUET-Deckungswerten die Gefahr einer Fehlbeurteilung fluktuationsbedingter Unterschiede geringer.

Im folgenden wird auf die charakteristischen Eigenschaften und die auffälligsten Veränderungen der einzelnen Dauerflächenvegetationen eingegangen (vgl. Tab. B im Anhang). Dabei wurden vor allem die dominanten Arten berücksichtigt. Da die mit dem Schlagalter zunehmende Dominanz der Sträucher keine neuen Erkenntnisse mehr lieferte, konnte sie an dieser Stelle vernachlässigt werden. Auch die vielen Arten mit geringer Deckung blieben hier unberücksichtigt, da sie als Einzelarten aus den obengenannten Gründen für die Beschreibung sukzessionsbedingter Veränderungen ungeeignet waren. Sie konnten aber als Artenkombination bei der bereits in Kapitel 4.1.5.1. diskutierten Entwicklung der Artenzahl Hinweise zum Sukzessionsverlauf liefern.

Bei den Aufnahmen in der Fläche **1120** handelte es sich um einen jungen Schlag mit Kalk im Oberboden. Die detaillierten Aufnahmen des Jahres 1991 fehlen, da die Fläche in diesem Jahr kurz vor dem Aufnahmezeitpunkt gemäht und entbuscht wurde. Trotzdem konnte in den drei beobachteten Vegetationsperioden eine markante Zunahme der Segge *Carex pilosa* vom Deckungswert 2 auf 4 bzw. 5 festgestellt werden. Der Aspekt wurde aber auch durch die grosswüchsigen Arten *Cirsium arvense*, *Atropa belladonna* und *Calamagrostis epigeios* geprägt. Beide direkt benachbarten 50 m²-Aufnahmeflächen waren artenreich. In der Artenzahl konnten aber zwischen ihnen recht deutliche Unterschiede ausgemacht werden (Tab. 10). Während die leicht dichter mit Holzpflanzen bewachsene Fläche im zweiten Sukzessionsjahr zwölf Arten weniger aufwies, waren es im dritten Jahr bereits 18 Arten weniger.

Die bodensaure, im Jahre 1989 bereits vierjährige Fläche **1140** (vgl. Tab. 5) wurde von einer sich rasch ausbreitenden Strauchschicht aus *Picea excelsa*, *Fagus silvatica*, *Betula pendula* und *Larix decidua* dominiert. In der Krautschicht war *Carex pilosa* mit den Deckungswerten 3 bis 5 vorherrschend. Die Fläche unterlag während der Beobachtungsdauer keinem Mahdeinfluss; die Artenzahl nahm während dieser Zeit kontinuierlich ab (vgl. Tab. 10). In der Dauerfläche 1141 konnten gegenüber der Fläche 1142 durchwegs zwischen 14 und 16 Arten weniger nachgewiesen werden. Während die Monokotyledonendeckung zwischen 55 und 85% lag, nahm die Dikotyledonen-deckung während der Beobachtungszeit auf 1% oder weniger ab.

Die beiden Aufnahmeflächen auf dem nassen Untersuchungsobjekt **1150** waren sehr unterschiedlich ausgebildet. In der Fläche 1151 war die Deckung der

Dikotyledonen (v.a. durch *Mentha aquatica* und *Lotus uliginosus*), der Monokotyledonen (v.a. durch *Juncus effusus*) und der Moose ausgeprägter als in der deutlich stärker mit *Rubus fruticosus* s.l. und *R. idaeus* bewachsenen und anfänglich artenreicheren Fläche 1152 (Tab. 10). Im siebten Sukzessionsjahr konnte bei beiden Flächen eine deutliche Artenabnahme verzeichnet werden, verbunden mit einer Nivellierung der Artenzahl beider Aufnahmeflächen bei 43 bzw. 44 Arten. Zusätzlich konnte eine kontinuierliche Abnahme der Monokotyledonendeckung beobachtet werden.

Die beiden Dauerflächen des Untersuchungsobjektes 1210 wiesen zueinander nur geringe Unterschiede in der Artenzahl auf. Nach einer anfänglichen Abnahme konnten durch den Mahd- und Entbuschungseingriff im Jahre 1990 in der Vegetationsperiode 1991 deutlich mehr Arten wachsen (Tab. 10). Am auffälligsten an diesem Schlag war die ausgeprägte Zunahme von *Rubus fruticosus* s.l. und *R. idaeus*. Die anfänglich alleinige Dominanz von *Carex sylvatica* wurde durch einen leichten Rückgang dieser Art und das starke Aufkommen von *Carex pilosa* etwas gedämpft.

Die Untersuchungsobjekte 1240 und 1260 waren direkt benachbarte Schläge gleichen Alters. Sie zeichneten sich durch das Vorkommen verschiedener Kalksträucher aus. Auch *Rosa arvensis* war gut vertreten. Die Zunahme der Strauchschicht und von *Rubus fruticosus* s.l. ging mit einer Abnahme in der Monokotyledonen- und Dikotyledonendeckung einher. In der Fläche 1260 erfolgte der Rückgang allgemein weniger ausgeprägt. Die Strauchschicht war hier aber auch noch weniger entwickelt.

In den Aufnahmeflächen 1241 und 1242 herrschten im ersten Beobachtungsjahr bedeutend artenärmer Verhältnisse als in denjenigen des Untersuchungsobjektes 1260 (vgl. Tab. 10). Während sich der starke Entbuschungseingriff im fünften Sukzessionsjahr auf dem Schlag 1240 noch im selben, aber auch im darauffolgenden Jahr in der Artenzahl bemerkbar machte, führte er auf dem Schlag 1260 erst im sechsten Sukzessionsjahr zu einer durchschnittlichen Artenerhöhung. Allgemein konnte im letzten Beobachtungsjahr durch den intensiven "Pflegeeinsatz" ein Ausgleich in der Artenzahl der Aufnahmeflächen dieser benachbarten Schläge festgestellt werden.

Der dritte als Dauerfläche untersuchte Schlag in der Nähe des Dolders (1270) war gekennzeichnet durch seine strukturelle Inhomogenität. Dabei handelte es sich eigentlich um zwei Schlagflächen. Der ursprüngliche Hieb (Fläche 1272) wurde zwei Jahre später noch einmal vergrößert. Auf diesem neuen Standort erfolgte die Aufnahme 1271. Auf beiden Flächen ging die Abnahme der Dikotyledonendeckung mit einer Zunahme derjenigen der Monokotyledonen

einher. Im vierten Sukzessionsjahr erreichte *Deschampsia caespitosa* auf der Fläche 1271 eine Deckung von über 50%. Zusätzlich wiesen *Carex flacca*, *C. pendula* und *C. silvatica* grössere Deckungswerte auf. Bei der Fläche 1272 erlangten die vier erwähnten Arten ebenfalls höhere Deckungswerte, keine wurde aber dominant.

Beim Untersuchungsobjekt 1310 war das auffälligste neben der üblichen *Rubus fruticosus* s.l.-Ausbreitung und der Abnahme in der Artenzahl (Tab. 10) der Zusammenbruch der *Hypericum perforatum*-, *H. hirsutum*- und der *Brachypodium silvaticum*-Populationen sowie dem Verschwinden des im zweiten Sukzessionsjahr in der Fläche 1313 den Deckungswert 2 erreichenden Grases *Agrostis stolonifera*. *Cirsium arvense* konnte sich mit über 25% Deckung halten.

Speziell am 1989 vierjährigen Untersuchungsobjekt 1320 war eine starke "Vergrasung" (v.a. durch *Brachypodium silvaticum* und *Festuca rubra* s.l.) anstelle der oft üblichen Zunahme von *Rubus fruticosus* s.l. Die Artenzahl dieses Bestandes war - wie auch diejenige des nassen Schlages 1150 - im Vergleich zu den anderen Hiebflächen derselben Alterskategorie eher hoch.

Schon im zweiten Sukzessionsjahr erreichte der Schlag 1330 sehr hohe *Rubus*-Deckungswerte (55% bzw. 80%). Während *Rubus idaeus* bereits im dritten Jahr wieder zurückging, breitete sich *Rubus fruticosus* s.l. weiter aus. Von den im zweiten Sukzessionsjahr dominierenden Dikotyledonen konnte sich nur *Cirsium arvense* auch im vierten Jahr noch mit über 25% Deckung halten. *Epilobium parviflorum* und *Hypericum hirsutum* nahmen deutlich ab, *Cirsium vulgare* verschwand sogar ganz aus den Aufnahmeflächen. Bei den Monokotyledonen verzeichnete *Carex silvatica* prozentmässig den grössten Rückgang. Wie in der Fläche 1310 verschwanden auch hier zwischen dem zweiten und dritten Sukzessionsjahr viele Arten (vgl. Tab. 10).

Das charakteristische an der Schlagfläche 1340 war, dass sich die *Rubus*-Arten nicht ausbreiten konnten. Im Gegenteil, ihre Deckungswerte waren zwischen dem ersten und dritten Sukzessionsjahr sogar rückläufig. Die Aufnahmeflächen "vergrasten" vor allem durch *Brachypodium silvaticum* stark, verbunden mit einem Rückgang der Dikotyledonendeckung. Gleiche Tendenzen konnten schon bei der Fläche 1320 festgestellt werden. Der bereits im zweiten Jahr zu beobachtende Artenrückgang setzte sich im dritten Sukzessionsjahr fort (vgl. Tab. 10).

Vom Untersuchungsobjekt 1350 liegen nur die Daten von zwei Jahren vor, da der Schlag erst 1990 erfolgte. Bereits im ersten Sukzessionsjahr bestand eine üppige verholzte Krautschicht, dominiert von *Acer pseudoplatanus* und *Ru-*

bus fruticosus s.l. Auch wuchsen schon ziemlich viele verschiedene Pflanzenarten. In der darauffolgenden Vegetationsperiode konnten sich einige Arten deutlich ausbreiten: *Rubus fruticosus* s.l., *Glechoma hederaceum*, *Hypericum hirsutum*, *H. perforatum*, *Brachypodium silvaticum* und *Festuca gigantea*. Im Frühjahr aspektbildend war aber *Allium ursinum* mit zum Teil über 75% Deckung.

Die grundwassernasse Fläche **1410** war geprägt durch eine sich kaum ausbreitende *Rubus*-Schicht. Bei den Dikotyledonen stand der Vermehrung von *Cirsium arvense*, *C. palustre*, *Viola silvestris*, *Circaea lutetiana* und *Epilobium adenocaulon* eine Abnahme von *Impatiens parviflora* gegenüber. Gesamthaft resultierte in den drei Beobachtungsjahren eine deutliche Zunahme der Dikotyledonendeckung von rund 15 auf 50%. Ermöglicht wurde diese Entwicklung durch den Mahdeingriff im Jahre 1991 und die damit verbundene starke Abnahme der vorgängig deutlich dominierenden Binse *Juncus effusus* mit den Deckungswerten 5 bzw. 4 auf die neuen Werte 3 bzw. 2.

Wegen der standörtlichen Inhomogenität des Schlages **1510** konnte nur eine Dauerfläche ausgeschieden werden. Mit der oft beobachteten *Rubus*-Ausbreitung ging eine Abnahme in der unverholzten Zweikeimblättrigenschicht einher, vor allem durch den Deckungsverlust bei *Atropa belladonna* und *Cirsium palustre*. Demgegenüber konnten sich die Einkeimblättrigen ausbreiten. Die grössten Zunahmen verzeichneten dabei die Arten *Brachypodium silvaticum*, *Carex pendula* und *Calamagrostis epigeios*.

Allgemein konnten sich auf den nur leicht sauren bis basenhaltigen Dauerflächen (einzige Ausnahme war die stark saure Fläche 1140, vgl. Tab. 5) bereits in den ersten zwei bis fünf Sukzessionsjahren eine oder mehrere Arten durchsetzen. Es waren **zwei mögliche Sukzessionstypen** zu erkennen. Entweder setzte sich bereits in den ersten Jahren *Rubus fruticosus* s.l. (auf elf Dauerflächen) durch oder es fand eine "Vergrasung" statt (14 Dauerflächen). Für die "Vergrasung" kamen verschiedene Arten in Frage: *Carex pilosa*, *C. silvatica*, *C. flacca*, *C. pendula*, *Brachypodium silvaticum*, *Deschampsia caespitosa*, *Juncus effusus*, *Festuca rubra* s.l. oder *Calamagrostis epigeios*. Einzig im noch jungen Untersuchungsobjekt 1350 waren am Ende der Beobachtungszeit (zweites Sukzessionsjahr) noch krautige Dikotyledonen vorherrschend. Bereits zeichnete sich aber eine Dominanz von *Rubus fruticosus* s.l. ab.

4.2. VERGLEICH DER WALDBESTÄNDE MIT DEN SCHLAGFLÄCHEN

4.2.1. Mikroklimatische Untersuchungen

4.2.1.1. Untersuchungsbedingungen

Die mikroklimatischen Untersuchungen wurden im Jahre 1991 auf dem Schlag 1120 und der unmittelbar benachbarten Hochwaldprobefläche 1139 im Zürichberg (Banholz) durchgeführt. Die Schlagfläche wies eine üppige, den Boden beinahe vollständig bedeckende Krautschicht (inklusive unverholzte Pflanzen) und eine reichstrukturierte Strauchschicht auf. Demgegenüber war der Boden des künstlichen Fichten-Buchenmischwaldes nur zu etwa 4% von Kräutern, Gräsern und holzigen Pflanzen der Krautschicht bedeckt. Die Strauchschicht (0.5%) fehlte nahezu vollständig.

Die Messperiode vom 5. August 18¹⁵ bis 9. August 12¹⁵ war anfänglich durch einen langsam über Europa ostwärts ziehenden Azorenhochausläufer geprägt, der sonniges und warmes Wetter - am 7. August allgemein über 30°C - brachte. Eine zu einem Skandinavientief gehörende und von Regenschauern und Gewittern begleitete Kaltfront erreichte am 8. August die Schweiz und blieb über der Alpennordseite liegen. Sie schwächte sich am 9. August ab (SMA 1991).

4.2.1.2. Temperatur

Der Temperaturverlauf der Thermistorenmessungen auf gleichem Standort und in entsprechender Höhe stimmte durchwegs gut überein. Durch den Ausfall einiger Thermistoren gab es bei der Waldmessung auf 100 cm nur eine Kurve, in 30 cm Höhe derselben Probefläche fehlten die Thermistorenmesswerte gänzlich. Bei den übrigen Messungen mit Wiederholungen wurden für die nachfolgenden Auswertungen zum Teil die gerechneten Mittelwerte beigezogen.

In Figur 10 ist der **Temperaturverlauf im Wald** auf verschiedenen Höhen (Thermohygrometermessungen auf 40 cm, 90 cm und 200 cm sowie Thermistorenmessungen auf 100 cm und 200 cm) abgebildet. Dabei waren beinahe keine Unterschiede bezüglich Höhe der Messung auszumachen. Die Temperaturen wiesen im Wald zu einem bestimmten Zeitpunkt zwischen 40 und 200

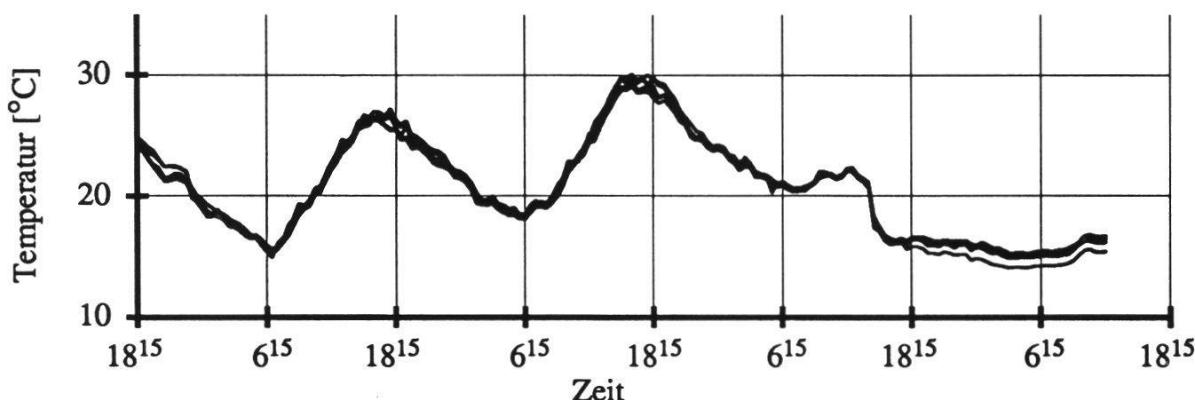


Fig. 10. Temperaturverlauf auf verschiedenen Messhöhen im Waldbestand 1139. Thermohygrometermesswerte auf 40 cm, 90 cm und 200 cm; Thermistorenmessungen auf 100 cm und 200 cm (zwei Messungen).
Daily fluctuations of temperature at different heights in the forest plot 1139. Measurements with air temperature and humidity sensor at 40 cm, 90 cm und 200 cm; measurements with thermistor at 100 cm and 200 cm (two measurements).

cm also keine nennenswerten Schichtungen auf. Anders präsentierte sich der zeitliche Verlauf: Neben der normalen Tag-Nachrhythmisik erhöhte sich die durchschnittliche Tages- und Nachttemperatur während den ersten Tagen der Messperiode bis zum von Niederschlägen begleiteten Wetterumbruch vom 8. August 1991 ständig um einige Grad. Diese Temperaturerhöhung wie auch die Tag-Nachrhythmisik manifestierten sich auf tieferem Niveau und in kleinerem Rahmen auch im Boden (Fig. 11). Die Extremwerte in 10 cm Tiefe wurden aber durchwegs erst drei Stunden (Minimum) bis acht Stunden (Maximum) nach den minimalen bzw. maximalen Lufttemperaturwerten erreicht (vgl. Fig. 10 und 11). Der Temperatursturz erfolgte im Boden weniger abrupt. Bei den **Temperaturmessungen auf dem Schlag** waren in den Tagesstunden zwischen den Messerien der Thermistoren und denjenigen der Thermohygrometern in 100 cm und 200 cm Höhe deutliche Unterschiede auszumachen (vgl. Fig. 12). Diese Diskrepanz wurde durch die unterschiedliche Abschirmung der Messsonden gegen direkte Sonnenbestrahlung verursacht. Während die Bauweise der Thermohygrometersonden eine direkte Sonnenbestrahlung ausschloss, konnte die Besonnung der Thermistoren nur durch die Vegetation verhindert werden. Dies führte vor allem in den strahlungsintensiven Mittags- und Nachmittagsstunden in 100 cm und 200 cm Höhe zu höheren Temperaturwerten der Thermistorenmessungen. In 30 bzw. 40 cm waren die verschiedenen Temperaturkurven wegen der starken Beschattung der Thermistoren durch die Strauch- und Krautschicht identisch. Die Bewölkung der Schlechtwetterfront hatte eine ausgleichende Wirkung auf die Temperaturablesungen der beiden Messmethoden.

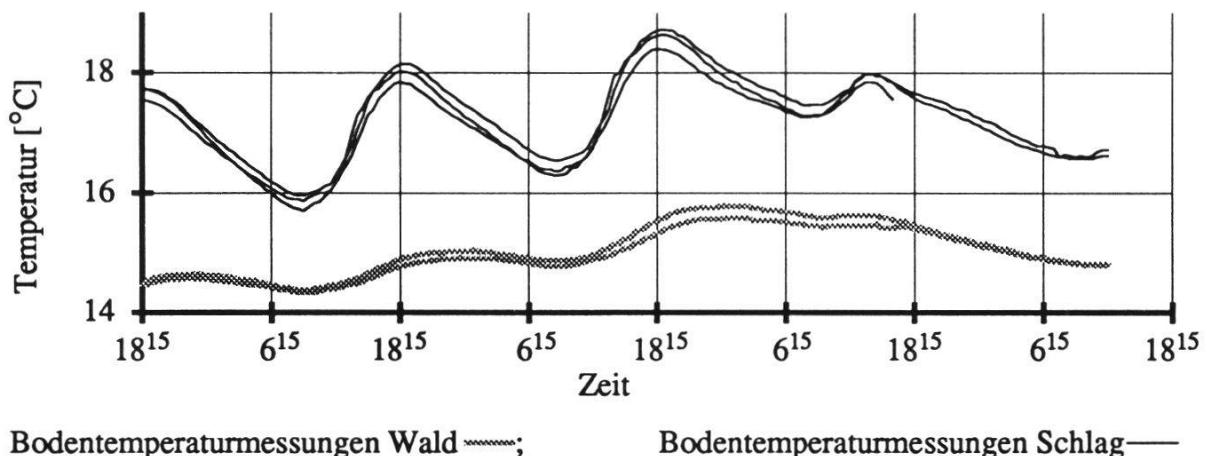


Fig. 11. Vergleich der Bodentemperaturen im Wald und in der Schlagfläche in 10 cm Tiefe.

Comparison of the soil temperature in the forest and in the clearing at 10 cm depth.

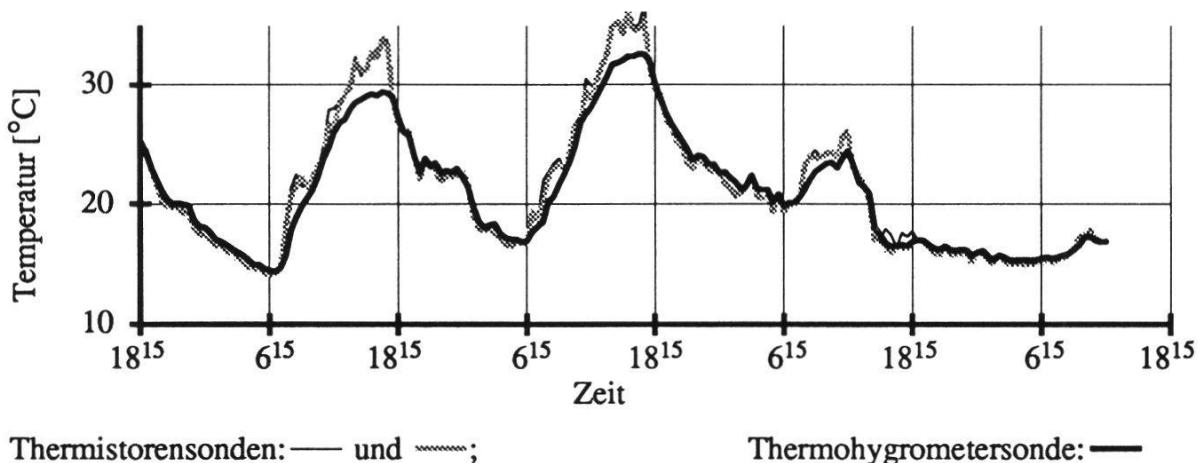
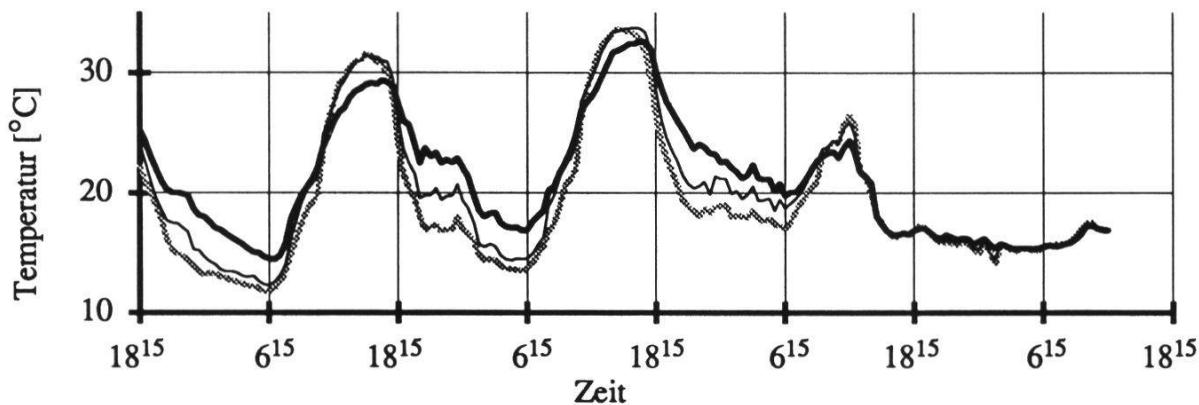


Fig. 12. Vergleich der Thermistoren- und Thermohygrometertemperaturmessungen in der Schlagfläche 1120, 200 cm über Boden.

Comparison of the temperatures measured with the thermistor and the air temperature and humidity sensor in the clearing plot 1120 at 200 cm above the soil.

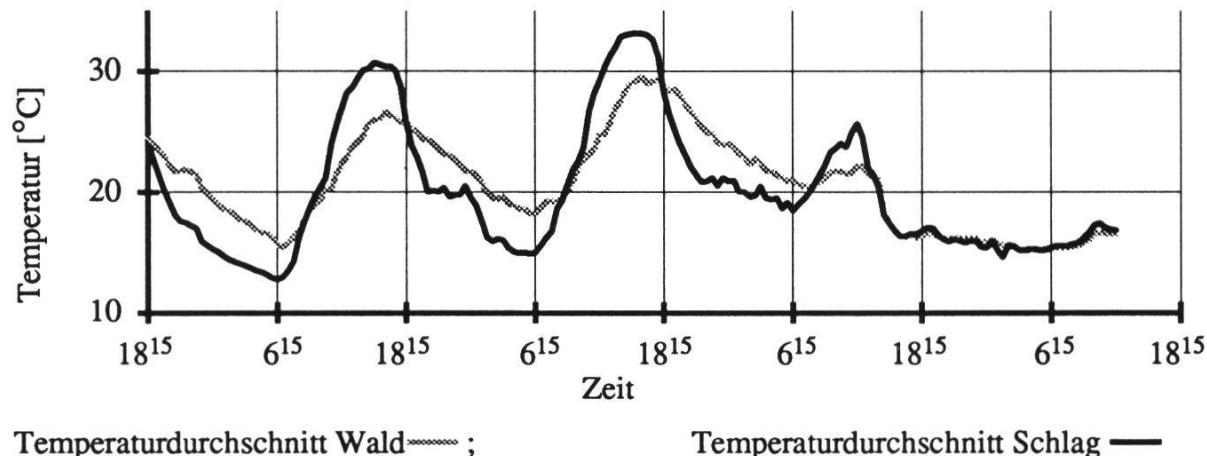
Im folgenden wurden die durch Besonnung überhöhten Temperaturwerte der Thermistorenmessserien nicht mehr berücksichtigt. Es wurden nur noch die Thermohygrometermessungen miteinander verglichen.

Allgemein konnte auf dem Schlag eine ausgeprägte, vertikal differenzierte Temperaturschichtung in den kältesten und wärmsten Stunden nachgewiesen werden (Fig. 13). Die tiefsten Lufttemperaturen wurden in den frühen Morgenstunden in der bodennahen Messerie (40 cm) nachgewiesen, die höchsten



Thermohygrometermesswerte: 40 cm; — 100 cm und — 200 cm über Boden.

Fig. 13. Temperaturverlauf auf verschiedenen Messhöhen in der Schlagfläche 1120.
Daily temperature fluctuations at different heights in the clearing plot 1120.



Temperaturdurchschnitt Wald.....;

Temperaturdurchschnitt Schlag —

Fig. 14. Vergleich der Temperaturdurchschnitte im Wald und auf der Schlagfläche. Die Durchschnittswerte wurden aus den Thermohygrometermessserien in drei verschiedenen Höhen ermittelt.

Comparison of the mean temperatures in the forest and in the clearing. The means were computed from measurements at three different heights.

Werte in 40 cm und 100 cm während den Nachmittagsstunden. In 200 cm waren weniger grosse Schwankungen zu verzeichnen. Die grösseren Luftbewegungen in dieser Höhe wirkten während den Tagesstunden abkühlend. Zusätzlich waren hier gegenüber dem dichteren Bestand in 40 cm und 100 cm die Wärmeabstrahlung der lichtabsorbierenden Pflanzen geringer. Nach erfolgtem Wetterumsturz konnte keine Temperaturschichtung mehr festgestellt werden.

Ein **Vergleich der beiden Standorte** ergab folgendes Bild: Auch auf der Schlagfläche war neben der normalen Tag-Nachtrhythmis während den ersten Tagen eine Erhöhung der Tages- und Nachtdurchschnittstemperaturen bzw. der Tages- und Nachtextreme zu beobachten (Fig. 12, 13 und 14). Die Temperaturkurven waren im **Wald** aber ausgeglichener als auf dem **Schlag**. Dies galt für alle gemessenen Höhen und demzufolge auch für den Durchschnitt (Fig. 14). Auf dem Schlag war die Nacht also kälter und der Tag heißer als im Wald, es herrschten bezüglich Temperatur kontinentalere Verhältnisse. Dieses Fazit ergaben auch die beiden Minimum-Maximumthermometer auf 150 bzw. 170 cm Höhe (vgl. Tab. 2). Im Wald lag die maximale Temperatur der Messperiode bei 28.5°C, im Schlag 3.5° höher auf 32°C. Dementsprechend konnte im Waldbestand eine minimale Temperatur von 15.5°C abgelesen werden. Diejenige auf der Räumungsfläche war 2.25° kühler (13.25°C). Beim von Niederschlägen begleiteten Kaltfronteinbruch glichen sich die Lufttemperaturen aller Messungen (Fig. 12, 13 und 14) auf beiden Untersuchungsobjekten aus. Die grossen Lufttemperaturunterschiede zwischen Schlag und Wald wie auch die Temperaturschichtung innerhalb des Schlagflächen scheinen sich also auf Schönwetterphasen zu beschränken.

In 10 cm Tiefe hingegen waren die **Bodentemperaturen** in der Schlagfläche sowohl während dem Tag wie auch in der Nacht und nach erfolgtem Wetterumschlag höher als diejenigen im Wald. Zusätzlich waren die Schlagwerte stärkeren Tag-Nachtrhythmen unterworfen (Fig. 11). Der Temperaturverlauf in 10 cm Bodentiefe war auch im Schlag gegenüber demjenigen der Luft verspätet. Entgegen den unterschiedlichen Verzögerungen im Waldboden zwischen drei Stunden und acht Stunden betrug sie in der Hiebfläche konstant drei Stunden.

4.2.1.3. Luftfeuchtigkeit

Bis zum Beginn der Niederschläge war bezüglich relativer Luftfeuchtigkeit sowohl im Wald wie auch in der Schlagfläche eine starke Tag-Nachtrhythmis auszumachen, die extrem temperaturabhängig war. Figur 15 zeigt beispielhaft die Verhältnisse der Schlagfläche auf 100 cm Höhe.

Im **Wald** wies die **relative Luftfeuchtigkeit** in den drei Messhöhen während der Untersuchungsperiode keine relevanten Unterschiede auf. Demgegenüber konnten im **Schlag** deutliche Differenzen in den einzelnen Messhöhen ausgemacht werden (Fig. 16). Auf 40 cm war die relative Luftfeuchtigkeit durch

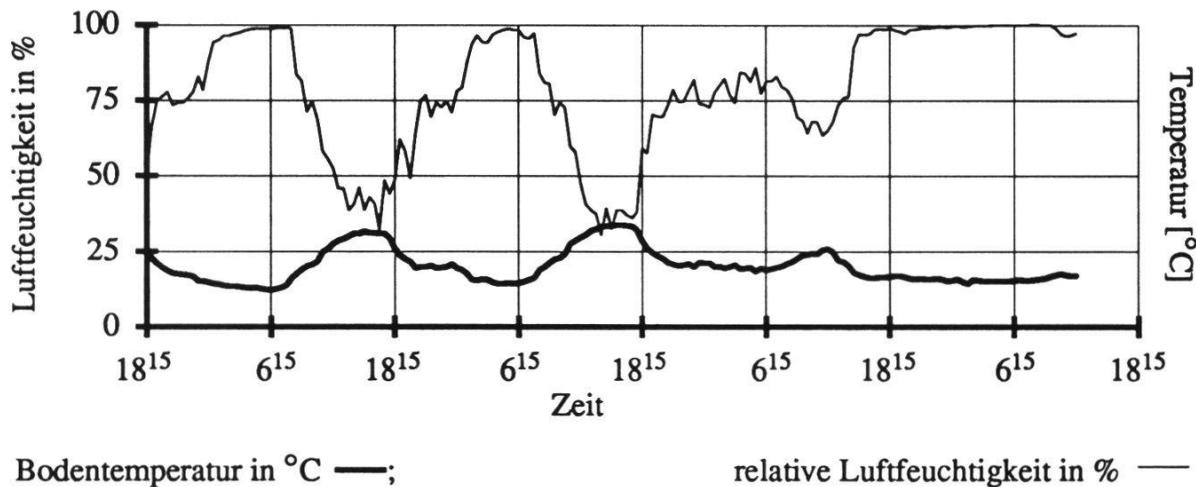


Fig. 15. Abhängigkeit der relativen Luftfeuchtigkeit von der Lufttemperatur. Werte aus der Schlagmesserie in 100 cm Höhe.
Dependence of the relative atmospheric humidity on the air temperature. Values from the clearing measurement series at 100 cm.

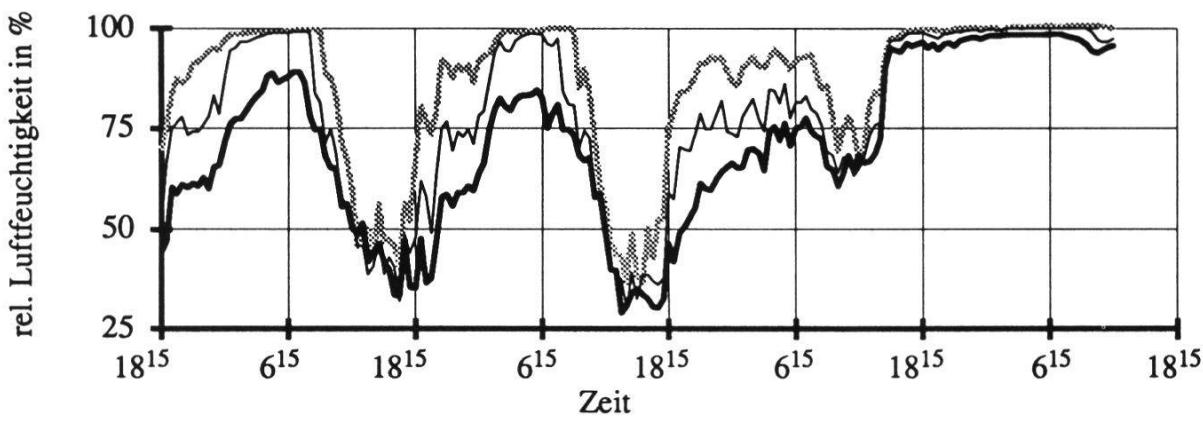


Fig. 16. Tagesverlauf der relativen Luftfeuchtigkeit in % in verschiedenen Höhen auf der Schlagfläche 1120.
Daily fluctuations in relative atmospheric humidity (in %) at different heights over clearing plot 1120.

die Transpiration der Vegetation allgemein höher als in 2 m Höhe. In den frühen Morgenstunden erreichte die Luft in 40 cm wie auch in 100 cm durch den starken Temperaturabfall beinahe "Wassersättigung". Sonst lagen die Werte der mittleren Messstelle (100 cm) zwischen den beiden anderen Kurven.

Die stark temperaturabhängigen Messwerte lassen sich nach den Umrechnungstabellen von SLAVIK (1974) in temperaturunabhängige absolute Werte umrechnen. Auch bei diesen Luftfeuchtigkeitswerten bestätigte sich der oben beschriebene Sachverhalt: In den tieferen Schichten des Schlasses wurden höhere Luftfeuchtigkeiten nachgewiesen.

Allgemeingültig konnte für die beiden Untersuchungsflächen weiter bilanziert werden, dass die relative Luftfeuchtigkeit durchschnittlich auf dem Schlag höher war und grösseren Schwankungen unterlag als diejenige im Wald (Fig. 17). Vor allem während den auf dem Schlag kühleren Abend-, Nacht- und frühen Morgenstunden war die relative Luftfeuchtigkeit auf dieser Fläche deutlich höher als im ausgeglicheneren Waldbestand. Die auf der Räumungsfläche durchschnittlich wärmeren beziehungsweise heisseren Tagesstunden brachten dem bezüglich Temperatur kontinentaleren Standort aber eine vergleichsweise leicht geringere relative Luftfeuchtigkeit.

Die Messwerte der einzelnen Höhen zeigten, dass der Kurvenverlauf des Schlasses in 200 cm Höhe vergleichbar ausfiel zu denjenigen der Waldsfläche (Fig. 17). Erst in den tieferen Schichten des Schlasses manifestierte sich der oben beschriebene Unterschied deutlich.

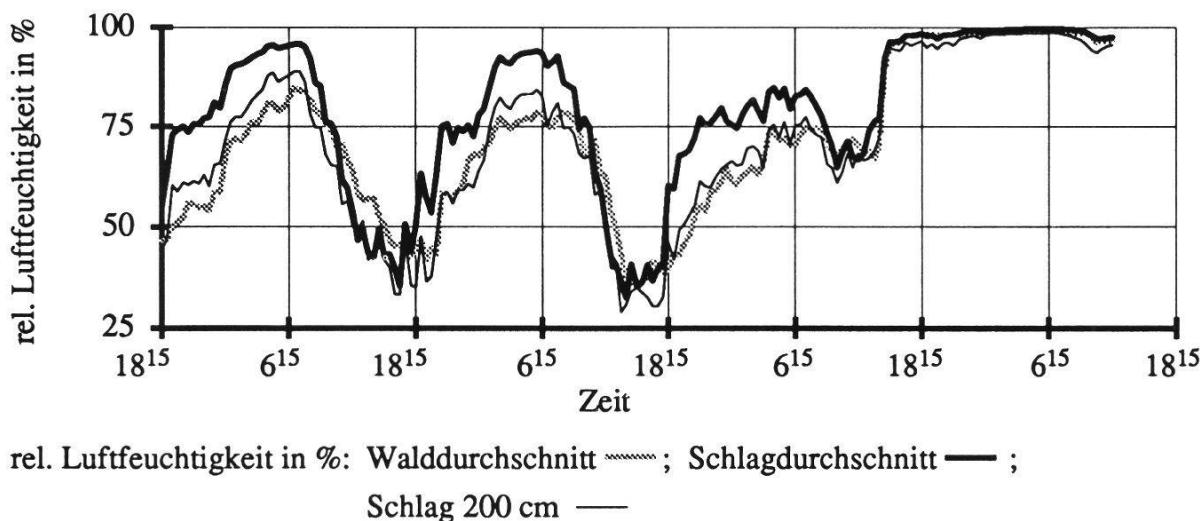


Fig. 17. Durchschnittlicher Tagesverlauf der relativen Luftfeuchtigkeit in % auf der Schlag- und Waldfläche (gemittelt aus den Messungen in drei verschiedenen Höhen). Zum Vergleich wurde auch die Kurve der Schlagmesserie in 200 cm Höhe dargestellt.

Average daily fluctuations of the relative atmospheric humidity in % in the clearing and forest area (computed from measurements at three different heights). Measurement in the clearing at the height of 200 cm. for comparison.

4.2.1.4. Lichtverhältnisse

Die Lichtverhältnisse im **Wald** lagen während der ganzen Untersuchungsduer im Bereich der Nachweisgrenze der Quantenfühler. Sie waren während der ganzen Messperiode sehr gering. Auf 110 cm lagen die Tag-Nacht-Differenzen bei rund 0.003 mMol/m²s. Am Boden wurde ein Spitzenwert von 0.014 mMol/m²s gemessen (Fig. 18).

Ebenfalls geringe Lichtverhältnisse wurden am Boden der **Schlagfläche** nachgewiesen (Fig. 19). Der Spitzenwert am frühen Nachmittag erreichte mit 0.42 mMol/m²s aber immerhin das 30-fache des höchsten im Wald gemessenen Lichtflusses.

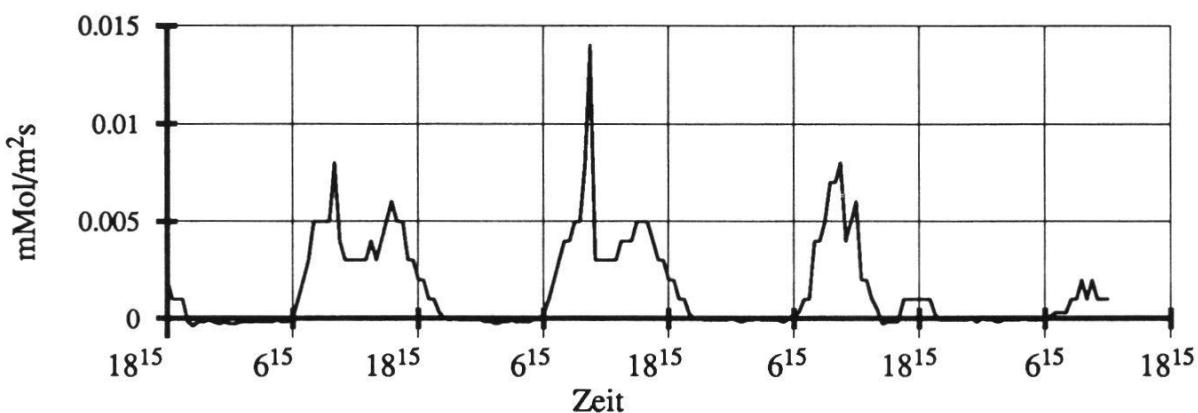
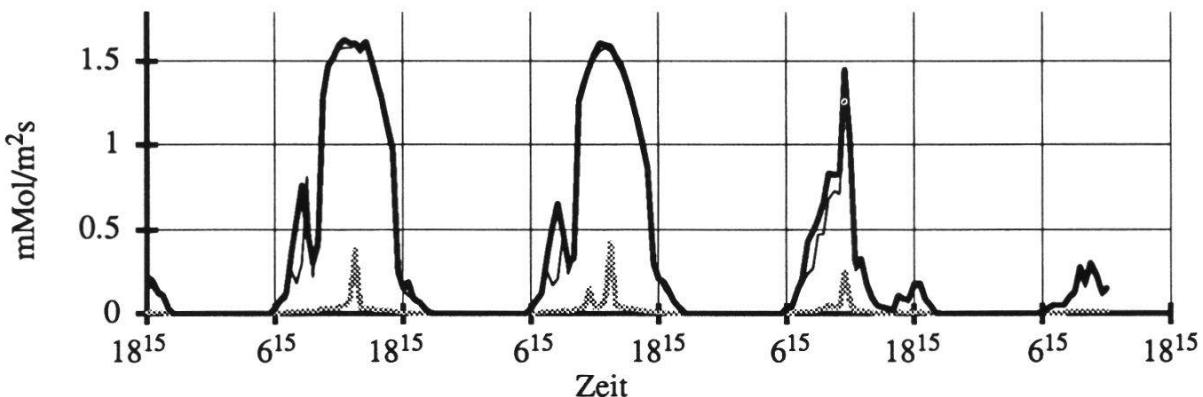


Fig. 18. Lichtfluss auf dem Boden des Waldbestandes 1139 in mMol/m²s.
Flux of photons at the soil surface of the forest plot 1139 in mMol/m²s.



Lichtfluss: Boden; — 110 cm und — 210 cm über Boden.

Fig. 19. Lichtfluss auf der Schlagfläche 1120 in drei verschiedenen Höhen.
Flux of photons in the clearing plot 1120 at three different heights.

In 110 cm und 210 cm Höhe hingegen waren die Lichtverhältnisse der Schlagfläche sehr gut mit Spitzenwerten in den späten Morgen und in den Nachmittagsstunden (Fig. 19). Der Kurvenverlauf der Quantenfühlermesswerte war in diesen beiden Höhen nahezu identisch. Die höchsten Werte erreichten rund 1.63 mMol/m²s, was dem 116-fachen des höchsten Waldwertes entsprach. Tatsächlich waren die Lichtverhältnisse auf dem Schlag noch um einiges besser, da der Waldspitzenwert ein einmaliges Ereignis bei den halbstündlichen Messungen ohne vergleichbaren Wert bei den übrigen Messungen darstellte.

4.2.1.5. Windverhältnisse

Wie Figur 20 aufzeigen kann, waren die halbstündlich aufsummierten Windgeschwindigkeiten auf dem Schlag im Durchschnitt höher als im Wald (vgl. MITSCHERLICH et al. 1965/66). Die Spitzenwerte wurden aber im Wald (am 8. und 9. August) registriert. Offensichtlich traten im Wald stärkere Böen auf.

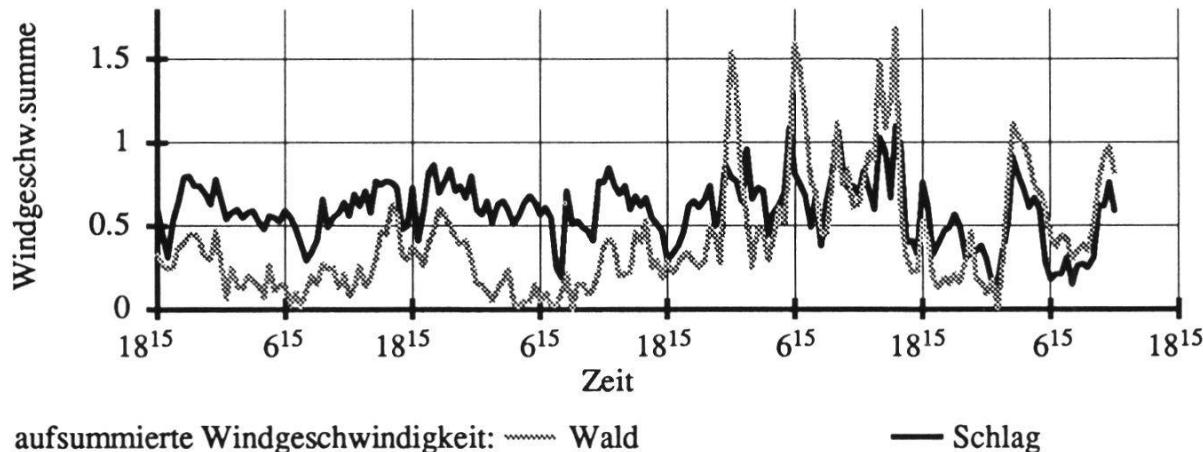


Fig. 20. Vergleich der halbstündlich aufsummierten Windgeschwindigkeiten im Waldbestand und auf der Schlagfläche in 220 cm Höhe.
Comparison of half hourly totaled wind speeds in the forest and the clearing at the height of 220 cm.

4.2.1.6. Regenmessung

Die Regenmessungen liessen keine schlüssigen Aussagen zu, da die Probenzahl - bei der wegen unterschiedlichem Traufwasser wahrscheinlich sehr inhomogenen Verteilung der Regenmenge - zu gering war und zusätzlich im

Wald ein Regenmesser ausfiel. Im Schlag wurden mit den zwei Regenmessern 7.3 mm und 9.1 mm Niederschlag registriert, im Wald waren es 7.1 mm. Die in der Nähe liegende SMA-Messstelle Zürich meldete für diesen Tag einen Wert von 10.3 mm.

4.2.2. Bodenkundliche Untersuchungen

Auf einer Schlagfläche werden die Stickstoffvorräte der Humusdecke infolge der stärkeren Erwärmung und mechanischer Verletzungen rascher mobilisiert als im Wald. Dieser günstige Zustand dauert aber nicht lange. Die rasch mobilisierten Nährstoffe sind bereits nach zwei bis drei Jahren wieder aufgebraucht (ELLENBERG 1986). Mindestens vier der acht genauer untersuchten Schläge hatten zum Zeitpunkt der Bodenprobennahme altershalber dieses Stadium des Nährstoffreichtums bereits überschritten (vgl. Tab. 11). An dieser Stelle sollte aber nicht die Nährstofffreisetzung unmittelbar nach einem Schlag gemessen werden, sondern die durch Hieb verursachten, über Jahre noch andauernden und feststellbaren Boden- und Nährstoffveränderungen an solchen Standorten. Die Resultate stellten dabei eine Momentaufnahme des Frühjahrzustandes anfangs März 1992 in den ersten 40 cm des Bodenprofils dar (Tab. 11).

Sowohl im Wald wie auch auf den Schlagflächen war in den meisten Fällen in zunehmender Tiefe eine deutliche Abnahme der **Nährstoffkonzentrationen** zu verzeichnen (Tab.11). Ausser beim Kalkgehalt war die Nährstoffversorgung in den ersten 40 cm zu diesem Zeitpunkt in der Regel im obersten Horizont am besten. Dies kann folgendermassen erklärt werden: Beim Abbau verschiedener Pflanzenteile vom Spätsommer bis ins Frühjahr wurden vor allem an der Bodenoberfläche Nährstoffe freigesetzt, die erst wieder in der nach der Bodenprobennahme beginnenden Vegetationszeit gezehrt wurden. Anscheinend fand auch keine massive Verlagerung der Nährelemente statt.

Weitere Tendenzen konnten beim Vergleich der Werte von Schlag und Wald beobachtet werden:

Bei den acht **Waldböden** war eine einheitliche **pH-Schichtung** mit saureren Werten im Oberboden festzustellen (Tab. 11), verursacht durch die intensive Auswaschung in Oberflächennähe (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984). Die Differenz zwischen der obersten und der untersten der untersuchten Schichten betrug durchschnittlich 0.9 pH-Einheiten. Während die ersten zwei Horizonte meist geringe Unterschiede aufwiesen, wurden in 40 cm bereits deutlich höhere pH-Werte gemessen. Demgegenüber wiesen die **pH-Werte**

Tab. 11. Bodenkundliche Untersuchungen auf je acht Schlag- und acht direkt benachbarten Waldflächen auf vergleichbaren Standorten.

Characteristics of the soil of eight clearings and eight adjacent and comparable forest plots.

Probefläche/ Horizont	Schlag- alter	Proben-Tiefe in cm		pH		Kalkversorgungsgrad	
		Schlag	Wald	Schlag	Wald	Schlag	Wald
1130/1	7	0-6	0-4	5.9	4.8	normal	arm
1130/2		8-16	6-12	4.6	4.6	arm	arm
1130/3		24-40	24-40/30	4.8	5.7	arm	mässig
1170/1	6	0-5	0-5	6.6	5.5	normal	arm
1170/2		5-10	5-10	6.3	5.4	normal	arm
1170/3		20-40/30	20-40/30	6.1	6	normal	normal
1410/1	4	0-4	0-4	6.2	5.3	normal	arm
1410/2		-5-10	5-10	5.3	5.1	arm	arm
1410/3		20-40/30	20-40/30	5.6	6.2	mässig	normal
1510/1	3	0-6	0-8	5.3	4.7	arm	arm
1510/2		10-20	10-20	5.1	5	arm	arm
1510/3		20-40	20-40/30	5.5	6.2	arm	normal
1910/1	6	0-6	0-4	4.1	4.1	arm	arm
1910/2		~10	4-10	4.5	4.6	arm	arm
1910/3		25-35/30	20-40/30	5.7	5.1	mässig	arm
2120/1	3	0-5	0-5	7	4.7	normal	arm
2120/2		5-10	5-10	5.9	4.7	normal	arm
2120/3		20-40/30	20-40/30	5.8	5	mässig	arm
2610/1	2	0-5	0-10	5.2	5.3	arm	arm
2610/2		6-17	10-20	5	5.3	arm	arm
2610/3		20-30	20-40/30	5.4	6.6	arm	normal
2930/1	1	0-4	0-4	5	3.7	arm	arm
2930/2		5-15	5-10	4.8	4.4	arm	arm
2930/3		(20)30-45	20-40	5.2	4.5	arm	arm

Probefläche/ Horizont	mg P2O5 pro 100g		mg K2O pro 100g		mg Mg pro 100g		Wassergehalt in %	
	Schlag	Wald	Schlag	Wald	Schlag	Wald	Schlag	Wald
1130/1	1.66	1.05	8.9	4.2	19.3	26.3	62.2	52
1130/2	0.05	0.11	0.6	0.8	2.8	10.9	20.2	22.5
1130/3	0.06	0.07	0.4	0.4	4.5	27.8	16.1	16.4
1170/1	0.23	0.12	7	1.8	24.8	25.7	37.3	34.8
1170/2	0.09	0.06	3.1	0.6	20.2	21.8	30.1	27.1
1170/3	0.06	0.05	0.3	0.5	18.6	24.8	19.5	18.9
1410/1	0.07	0.12	1.9	1.4	21.8	22.9	42.5	32.1
1410/2	0.08	0.08	1.7	0.6	15.4	21.9	28.8	27.3
1410/3	0.05	0.05	0.3	0.3	17.7	20.7	22.9	21.7
1510/1	0.14	0.08	2.8	2.8	21.5	15.4	36	27.1
1510/2	0.05	0.06	0.7	0.7	19.3	11.8	25.8	19.6
1510/3	0.05	0.10	0.6	0.4	21.2	15	19.3	18.9
1910/1	1.72	1.19	5.8	5.2	16.5	18.3	56.3	45.9
1910/2	0.07	0.06	0.4	0.4	2.9	10.1	28.8	23.5
1910/3	0.05	0.05	0.3	0.1	1.4	10.3	19.7	15.6
2120/1	0.17	0.14	2.1	1.8	16.5	10.6	35.1	34
2120/2	0.11	0.06	1	0.4	13.6	5.8	31.9	23.8
2120/3	0.06	0.12	0.4	0.1	8.5	5.4	26	21.2
2610/1	0.10	0.30	5.1	2.9	15.6	8.6	36.4	23.5
2610/2	0.04	0.05	1.9	0.9	7.4	5.7	23.6	22.1
2610/3	0.07	0.05	0.3	0.6	8.3	5	21.6	18.2
2930/1	1.18	0.32	7	3.2	20.4	8	51	46.8
2930/2	0.06	0.07	0.5	0.2	2.7	1.6	24.4	23.5
2930/3	0.05	0.06	0.1	0.1	2.3	0.7	20.8	18.9

Tab. 11 (Forts. - *continued*)

Probefläche/ Horizont	NO ₃ -N in mg pro kg TS		NH ₄ -N in mg pro kg TS		Nmin in mg pro kg TS		Humusgehalt in %	
	Schlag	Wald	Schlag	Wald	Schlag	Wald	Schlag	Wald
1130/1	5.4	18.5	6.5	11.6	11.9	30.1	31.2	20.7
1130/2	1.6	2.6	6.8	3.2	8.4	5.7	2.6	3.1
1130/3	1.9	0.7	4	3	5.9	3.7	1.3	3.2
1170/1	4.5	6.1	17.1	7.3	21.6	13.5	13.4	11.1
1170/2	0.6	1.4	4.9	7.4	5.5	8.8	6.5	4.6
1170/3	1.8	2.5	0.8	2.9	2.7	5.4	1.9	2.5
1410/1	6.5	3.6	5.2	4.5	11.7	8.1	11.9	8.8
1410/2	4.5	3.3	3.5	6.3	8	9.7	5	8.1
1410/3	1.6	1.2	2.6	3.1	4.2	4.4	2.3	4.8
1510/1	6.2	1.9	9.1	4.2	15.3	6.2	9.8	6.5
1510/2	2	2.1	4.9	5	6.9	7.1	5.4	2.7
1510/3	3.7	1.9	3.8	6.9	7.6	8.8	3.9	2.9
1910/1	17.6	19	26.4	13.4	44.1	32.3	27.8	27.7
1910/2	0.8	1.6	11.3	5.8	12.1	7.4	4.4	4
1910/3	0.3	2.9	1.4	2.2	1.7	5.1	2.9	1.6
2120/1	0.7	10.8	3.1	5.9	3.8	16.6	6.9	9.4
2120/2	2	5.8	4.7	4.2	6.7	10.1	6.6	5.7
2120/3	0.2	2.2	2.2	4.5	2.4	6.7	3.1	2.2
2610/1	2	4.9	3.8	3.7	5.8	8.5	8	5
2610/2	1.6	4.1	3.1	5	4.7	9.1	3.9	3
2610/3	1.8	0.9	6.5	4.3	8.3	5.2	3.3	1.9
2930/1	2.2	7.4	7	6.4	9.2	13.8	26	22
2930/2	1.6	0.9	3.1	2.9	4.7	3.8	6.1	2.2
2930/3	0.5	0.2	2.5	3	3.1	3.2	2.6	0.9

Probefläche/ Horizont	Bodenart Körnung		Bodenart Humus	
	Schlag	Wald	Schlag	Wald
1130/1	Schluffboden	Schluffboden	Humusboden	Humusboden
1130/2	toniger Lehm	toniger Lehm	schwach humos	schwach humos
1130/3	Lehm Boden	toniger Lehm	humusarm	schwach humos
1170/1	lehmiger Schluff	lehmiger Schluff	humusreich	humusreich
1170/2	Schluffboden	lehmiger Schluff	humos	schwach humos
1170/3	toniger Lehm	lehmiger Ton	humusarm	schwach humos
1410/1	toniger Lehm	Schluffboden	humusreich	humos
1410/2	lehmiger Ton	Schluffboden	humos	humos
1410/3	lehmiger Ton	lehmiger Ton	schwach humos	schwach humos
1510/1	Lehm Boden	Lehm Boden	humos	humos
1510/2	lehmiger Schluff	toniger Lehm	schwach humos	schwach humos
1510/3	toniger Lehm	toniger Lehm	schwach humos	schwach humos
1910/1	Schluffboden	Schluffboden	Humusboden	Humusboden
1910/2	lehmiger Schluff	Schluffboden	schwach humos	schwach humos
1910/3	Lehm Boden	Lehm Boden	schwach humos	humusarm
2120/1	toniger Schluff	sandiger Lehm	humos	humos
2120/2	toniger Schluff	toniger Schluff	humos	humos
2120/3	toniger Lehm	toniger Schluff	schwach humos	schwach humos
2610/1	toniger Lehm	Lehm Boden	humos	humos
2610/2	Lehm Boden	Lehm Boden	schwach humos	schwach humos
2610/3	toniger Lehm	toniger Lehm	schwach humos	humusarm
2930/1	Schluffboden	Schluffboden	Humusboden	Humusboden
2930/2	toniger Lehm	Lehm Boden	humos	schwach humos
2930/3	Lehm Boden	Lehm Boden	schwach humos	humusarm

in den **Schlagböden** keine einheitliche Schichtung auf. Sie waren aber in der Regel basischer als diejenigen der Waldböden. Nur auf der Räumungsfläche 2610 wurden im Vergleich zum direkt benachbarten Waldbestand durchwegs saurere Bedingungen gemessen. Die Ursachen dieser Unterschiede werden in Kapitel 5.2.2. diskutiert.

Auch bezüglich **Kalkversorgung** waren die Waldböden einheitlicher (Tab. 11). Falls in der untersten Schicht dieser Böden keine Zunahme des Versorgungsgrades zu verzeichnen war, so blieben die Verhältnisse wenigstens konstant. Im Schlagboden wurden alle möglichen Fälle von Zunahme über Konstanz bis zu Abnahme der Kalkversorgung in den untersten Schichten beobachtet. Gegenüber dem Wald war hier der Kalkgehalt in den obersten Schichten aber eher besser, in 20 bis 40 cm eher schlechter. Allgemein waren die Probeflächen meistens "arm" an Kalk, zum Teil aber auch "mässig" bis "genügend/normal" versorgt.

Die **Phosphor-** und **Kaliumgehalte** der verschiedenen Untersuchungsobjekte erreichten sehr unterschiedliche Werte. Sie waren aber in der obersten Schicht der Schlagfläche meistens höher als in der entsprechenden Schicht der Waldfläche (Tab. 11).

Beim **Magnesium** waren die Werte der vier jüngeren Schläge für alle Hori-zonte höher als diejenigen der entsprechenden Waldbestände. Bei den vier älteren Schlägen präsentierte sich genau das gegenteilige Bild.

Die **Humusgehalte** erreichten auf den Schlagflächen meistens höhere Werte als im Wald. Dieses eher überraschende Resultat kam durch die Art der Probenahme zustande. Der im Wald vermehrt vorliegende Rohhumus - vor allem aus Laub- und Nadelstreu bestehend - wurde weggewischt. Die selektive Entnahme der obersten Bodenschicht berücksichtigte also nur Mull- und zum Teil Moderhumusformen.

Die verschiedenen **Stickstoffwerte** konnten keine klaren Tendenzen aufzeigen. Durch die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Stickstoffwerte sind allgemeingültige Aussagen schwierig zu belegen (vgl. BIL 1987). Gemäss ELLENBERG (1986) lässt sich das Phänomen der Mineralstickstoff-Mobilisation beim Kahlschlag aber auch nicht durch blossen Vergleich nebeneinanderliegender Probeflächen erklären. Für schlüssige Aussagen über die Dynamik der Mineralstickstoff-Mobilisation beim Kahlschlag wären jahrelange Untersuchungen in ein und derselben Probefläche erforderlich. GLAVAC und KOENIES (1978) gingen sogar noch weiter: Nach ihnen muss bei einem gleichzeitigen Studium der N-Mineralisationsvorgänge in vollbestockten Waldbeständen und benachbarten Kahlschlagflächen die sehr grosse räumliche Varia-

bilität der aktuellen Nmin-Gehalte und der N-Nettomineralisation auch auf kleinstem Raum berücksichtigt werden. Dabei gibt es aber keine Gewissheit, dass sich die Untersuchungen auf die gleiche Grundgesamtheit, d.h. auf einen Boden mit gleicher Entstehungsgeschichte und vergleichbaren Eigenschaften bezieht. Die zweite Möglichkeit ist das Studium ein und derselben Bodenfläche vor und nach Aufräumung des Baumbestandes. Auch hier besteht nach GLAVAC und KOENIES (1978) aufgrund ungleicher Witterungsbedingungen, die die Mineralisationsvorgänge stark beeinflussen, keine Vergleichbarkeit. Deshalb haben sie sich entschieden, die Unterschiede des Mineralstickstoffgehaltes und der N-Nettomineralisation im Wald und auf dem Schlag anhand einer künstlichen Versetzung von Waldbodenmonolithen in benachbarte Schlagflächen zu untersuchen.

Die **Wassergehalte** nahmen nicht nur bei allen untersuchten Bodenprofilen in tieferen Schichten deutlich ab, sie waren auf dem Schlag mit Ausnahme der unteren Schichten der Probefläche 1130 auch durchwegs höher als im benachbarten Wald.

Weiter finden sich in Tabelle 11 Angaben über die Bodenart bezüglich Körnung und Humusgehalt.

4.2.3. Vegetation

Die folgenden Resultate entstammen acht Schlagaufnahmen und den acht zum Vergleich beigezogenen direkt benachbarten Waldfächern auf ähnlichem Standort. Die 16 Vegetationsaufnahmen sind in Tabelle C im Anhang dargestellt.

Auf den acht Schlagaufnahmeflächen à 50 m² wurden durchschnittlich rund 57 Pflanzenarten gefunden (Fig. 21). Die ganze Fläche wies im Schnitt ungefähr 23 weitere Arten (sogenannte "Zusatzarten") auf. Gesamthaft ergab dies pro Schlag 80 Arten bei einer mittleren Hiebflächengröße von 1950 m².

Die acht Waldaufnahmen erreichten bei einer mittleren Aufnahmeflächengröße von 280 m² einen Schnitt von 34 Pflanzenarten (Fig. 21). Ganz allgemein konnten also in den durchschnittlich 5.6 mal kleineren Schlagaufnahmeflächen rund 1.7 mal soviel Pflanzenarten gefunden werden.

Für einen Vergleich der Artenverteilung bezüglich den ökologischen Gruppen wurden je die Arten der acht Wald- und der acht Schlagaufnahmen zusammengezählt. Mehrfachnennungen waren möglich, d.h. eine Art, die in allen acht Aufnahmeflächen vorkam, wurde auch achtmal gezählt. Beim nachfolgenden Vergleich wird in Klammern die Differenz der Artenzahlen vom

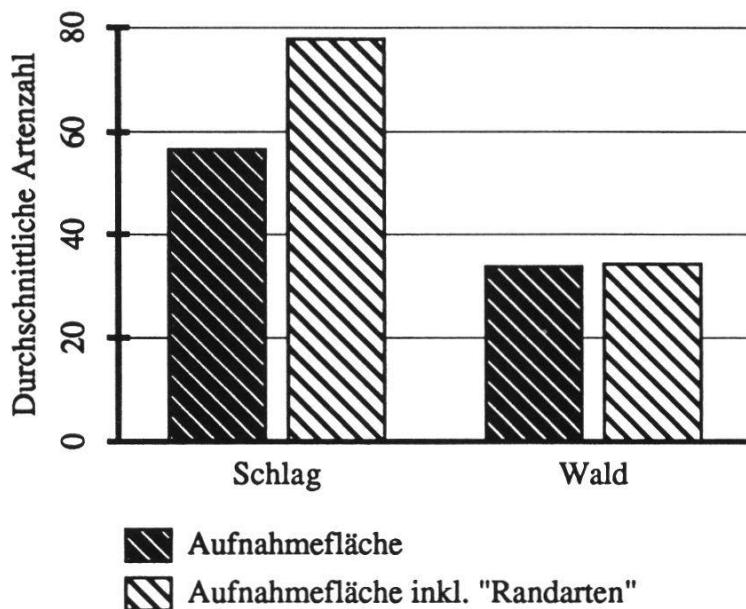


Fig. 21: Vergleich der durchschnittlichen Artenzahl auf den acht Schlag- und den acht direkt benachbarten Waldflächen.
Comparison of the average number of species on the eight clearing areas and in the eight adjacent forest areas.

Schlag zum Wald (Artenzahl Schlag minus Artenzahl Wald) der einzelnen ökologischen Gruppen dargestellt.

Es zeigte sich, dass in den beiden unterschiedlichen Ökosystemen gesamthaft beinahe gleichviele Arten von "einheimischen Bäumen" (+5), "Sträuchern und niederen Holzpflanzen" (-3) sowie "krautigen Waldpflanzen" (-9) wuchsen (Fig. 22 oben). Der grosse Unterschied in der Artenzahl zwischen den Schlägen und den Waldflächen kam vor allem durch die Gruppe der "krautigen Schlag- und Saumpflanzen" (+74), der "Unkraut- und Ruderalpflanzen" (+54), der "Pflanzen feuchter Wiesen und Sumpfpflanzen" (+26) sowie der "Fettwiesenpflanzen" (+28) zustande. Die "Pflanzen magerer Wiesen und Weiden" sowie die "Standortsfremden" ("Gartenflüchtlinge und Kulturpflanzen") waren bei beiden Ökosystemen wegen der geringen Artenzahl und der geringen Stetigkeit vernachlässigbar.

Die relativen Zahlen der ökologischen Gruppen machten die Dominanz der "krautigen Waldpflanzen" in den untersuchten Waldbeständen deutlich (Fig. 22 unten). Mehr als 50% aller Arten der acht Aufnahmeflächen gehörten in diese Gruppe. Auch in den Schlägen konnten die meisten Pflanzenarten den "krautigen Waldpflanzen" zugeordnet werden (28.6%). Sie waren aber auf diesen Pionierstandorten weniger dominierend.

Während im Ökosystem Wald artenzahlmässig auch noch die "einheimischen Bäume" (23.5%) und die "Sträucher und niederen Holzpflanzen" (12.1%) mit

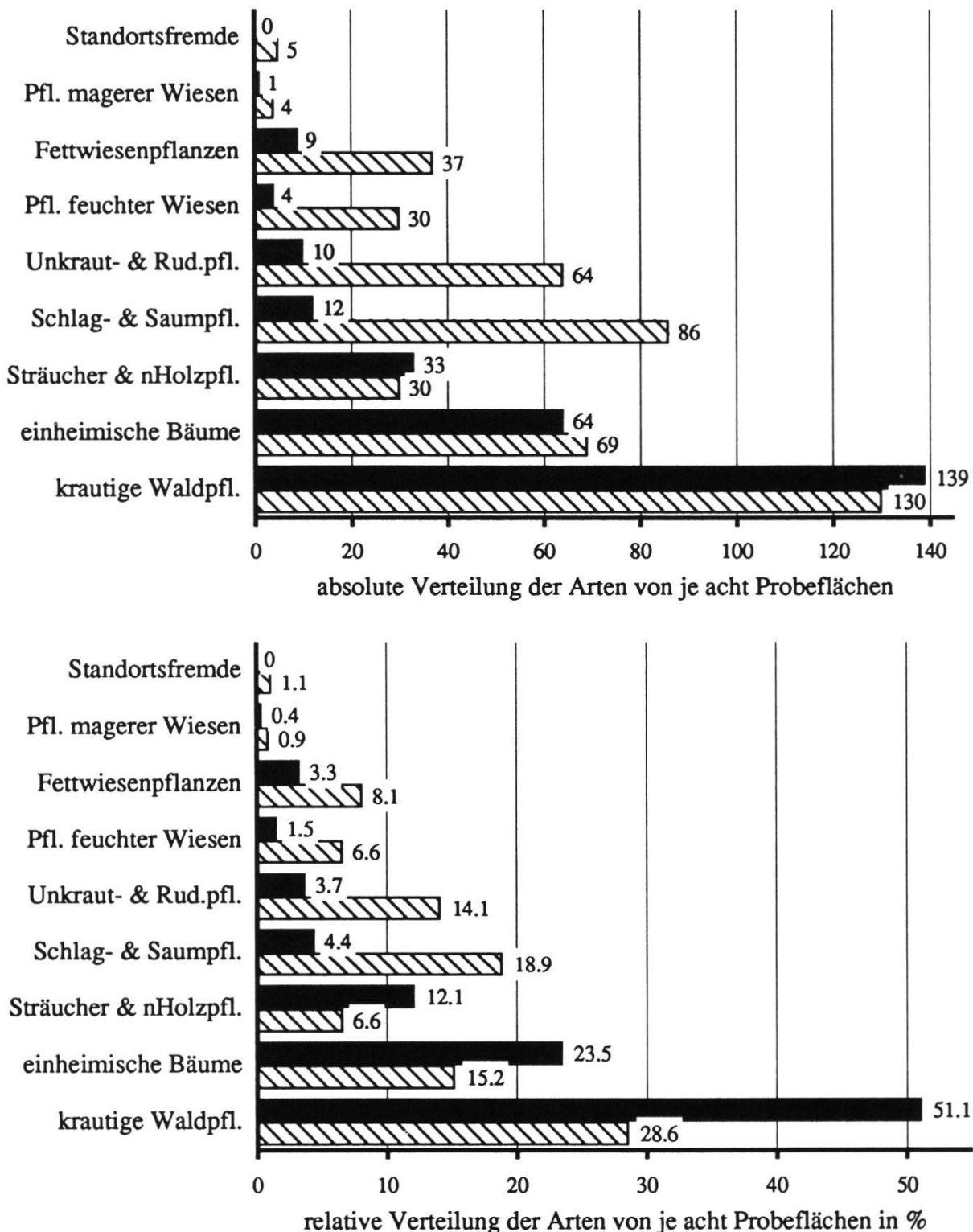


Fig. 22: Verteilung der Pflanzenarten von acht untersuchten Waldbeständen und acht direkt benachbarten Schlägen bezüglich ökologischen Gruppen (in %).
 Sträucher & nHolzpfl.: Sträucher und niedere Holzpflanzen
 Oben: absolute Verteilung, unten: relative Verteilung.

■ Waldbestände - *forest stands* ▒ Schlagflächen - *woodland clearings*
Distribution of plant species according to ecologigal groups in eight investigated forest stands and eight adjacent clearings (in %).
Top, absolute distribution; below, relative distribution.

über 10% zu Buche standen, überboten diese Marke in den Schlägen neben den "einheimischen Bäumen" (15.2%) zusätzlich noch die "krautigen Schlag- und Saumpflanzen" (18.9%) und die "Unkraut- und Ruderalpflanzen" (14.1%).

Zusammenfassend kann aus diesen Resultaten geschlossen werden, dass durch die neuen Bedingungen auf dem Schlag nur wenige Pflanzenarten des vorgängigen Waldes verschwanden. Durch das Aufwachsen vieler neuer Arten aus den Gruppen "krautige Schlag- und Saumpflanzen", "Unkraut- und Ruderalpflanzen", "Fettwiesenpflanzen" sowie "Pflanzen feuchter Wiesen und Sumpfpflanzen" entstanden aber ganz neue Pflanzenbestände, die den ehemaligen Bestand in der Krautschicht sozusagen überlagerten.

4.3. SAMENVORRAT

4.3.1. Keimling- und Artenzahlen aller 120 Proben

Gesamthaft keimten in den 120 Proben 6286 Samen von mindestens 86 verschiedenen Arten (Tab. 12). Zusätzlich konnten auf allen Untersuchungsobjekten aus Sporen hervorgegangene Farmpflanzen und auch zum Teil Moose nachgewiesen werden. Sie wurden jedoch aus den in Kapitel 3.3. genannten Gründen nicht weiter berücksichtigt.

69.4% aller Keimlinge (4362 Individuen) wurden im ersten Jahr (1991) protokolliert (Tab. 12). Sie gehörten mindestens 67 verschiedenen Arten an. Im zweiten Jahr keimten 19 neue Arten, gesamthaft mindestens 69 verschiedene Arten. Die 1924 Individuen des zweiten Jahres machten noch 30.6% der Keimlinge beider Jahre aus.

Das Bestimmen der zarten kleinen Pflänzchen bereitete zum Teil einige Schwierigkeiten und war manchmal auch gar nicht möglich. Die Gattungszugehörigkeit konnte aber meistens festgestellt werden. Nur bei 34 Keimlingen (Sp. sp.) war aus verschiedenen Gründen überhaupt keine Bestimmung möglich (Tab. 12). Auf eine Unterscheidung von *Viola silvestris* und *V. riviniana* sowie *Juncus effusus* und *J. conglomeratus* wurde verzichtet, da der meist geringe Entwicklungsstand der Individuen keine sichere Zuordnung zuließ. Besondere Probleme bereitete auch das Ansprechen der *Betula*- und *Sambucus*-Arten. Sie wurden deshalb als *Betula* sp. und *Sambucus* sp. zusammengefasst und nur als eine Art in der Auswertung berücksichtigt. Bei den wegen ungenügendem Entwicklungsstand nicht genau identifizierbaren

Arten der Gattungen *Epilobium*, *Hypericum*, *Poa* und *Sonchus* dürfte es sich um keine neuen Arten, sondern um in einem anderen Entwicklungsstand bereits eindeutig identifizierte Keimlinge gehandelt haben. Die anderen nur auf Gattungsniveau erfolgten Bestimmungen waren wahrscheinlich zusätzliche Arten.

Das Auszählen der Keimlinge war nicht immer einfach. Probleme tauchten vor allem bei der horstbildenden Art *Poa annua* und dem ausläufertreibenden Gras *Calamagrostis epigeios* auf. Da die Pflanzen zum Bestimmen ausgewachsen gelassen wurden, konnte bei der Kontrolle zum Teil nicht mehr sicher festgestellt werden, ob es sich um Seitentriebe oder um gekeimte Neupflanzen handelte. Da bei den nachfolgenden Auswertungen nur Präsenz oder Absenz einer Art pro Probe berücksichtigt wurde, spielte diese Fehlerquelle aber nur beim Bestimmen des Samenvorrates eine Rolle.

4.3.2. Keimlingzahlen (Samendichte) und Artenzahlen der einzelnen Untersuchungsobjekte

Die Bodenproben aller Untersuchungsobjekte wiesen untereinander eine sehr grosse Heterogenität bezüglich Keimling- und Artenzahl wie auch Keimlingverteilung bezüglich der Arten auf (vgl. Fig. 23 und Tab. 13). Die extremsten Proben wurden im Fichtenforst (Ff) gefunden, keimten in einer Probe dieses



Fig. 23. Samenvorratversuch. Heterogenität der Keimlinge in drei verschiedenen Bodenproben vom gleichen Untersuchungsobjekt.

Seed pool experiment. Heterogeneity of seedlings in three different soil samples of the same study site.

Tab. 12. Ergebnisse der direkten Keimungsmethode 1991/1992. Die Keimlingzahlen konnten für jedes der acht Untersuchungsobjekte aus 15 Proben à 950 cm³, die anfangs März 1991 entnommen wurden, ermittelt werden.
Kursiv-fettgedruckte Keimlingzahlen symbolisieren Arten, die nur im Samenvorratversuch keimten, in der aktuellen Vegetation der entsprechenden Untersuchungsfläche aber fehlten.

Results of the direct germinating method 1991/1992. The number of seedlings from 15 samples of 950 cm³ from each of the eight study sites were counted. The samples were taken at the beginning of March, 1991.
Bold italic numbers show species, which germinated in the seed pool experiment, but were absent in the standing vegetation of the plot.

Art	Fläche Jahr	91 92 91 92 91 92 91 92 91 92 91 92 91 92 91 92												Summe tot	Ökologische Gruppen	
		1130	1139	1120o	1120u	Ff	1511.1	1511.2	1519	Summe tot	einheimische Bäume	Fettwiesenpflanzen	14			
<i>Acer pseudoplatanus</i>		1								1	0	1	5	1	einheimische Bäume	
<i>Ajuga reptans</i>												14	5		Fettwiesenpflanzen	
<i>Arabidopsis thaliana</i>												2	2		Unkraut- & Ruderalfpl.	
<i>Arctium minus</i>												1	0		Unkraut- & Ruderalfpl.	
<i>Arropa belladonna</i>	21	1	23	1	81	10	9	1		1	136	12	148		Krautige Schlag- & Saumpfl.	
<i>Betula</i> sp.		1	77	2	16	5	1	2		16	32	2	34		einheimische Bäume	
<i>Brachypodium sylvaticum</i>											155	18	173		krautige Waldpflanzen	
<i>Buddleja davidi</i>											0	1	1		Gartenflüchtlinge & Kulturpfl.	
<i>Calamagrostis epigeios</i>	261	38	422	75	218	29	21	8		1	7	922	157	1079		krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Cardamine flexuosa</i>										1	5	1	6	7		krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Cardamine hirsuta</i>										2	1	1	2	3		Unkraut- & Ruderalfpl.
<i>Carex digitata</i>										13	11	24	0	24		krautige Waldpflanzen
<i>Carex flacca</i>										3	8	12	34	46		krautige Waldpflanzen
<i>Carex pallescens</i>	2	5	12							24		1	26	27		krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Carex pendula</i>		6		7		65	10	4		206	4	5	286	21	307	
<i>Carex pilosa</i>	5	15	8	1	4	2	1	30	7				53	20	73	
<i>Carex remota</i>		2	7										8	2	10	
<i>Carex sylvatica</i>	1	8	5	14	34	6	9	9	1	120	81	176	89	304	741	
<i>Carex</i> sp.				1						2	1	2	6	0	6	Nicht bestimmte Pfl.
<i>Carpinus betulus</i>										3	2	1	7	1	8	einheimische Bäume
<i>Centaurium umbellatum</i>										12		0	12	12		krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Ceratium caespitosum</i>											4	0	4	0	4	Fettwiesenpflanzen

Tab. 12. (Forts. - continued)

Art	Fläche Jahr	1130 91	1139 92	1120o 91	1120u 92	Ff 91	1511.1 92	1511.2 91	1519 92	Summe 91 92	Summe tot	Ökologische Gruppen
<i>Circaea lutea</i>										0	1	krautige Waldpflanzen
<i>Cirsium arvense</i>	2		64	63	91	23	2	12	2	161	98	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Cirsium palustre</i>			1		2		1			69	9	Pfl. feuchter Wiesen
<i>Cirsium vulgare</i>	3						5			7	1	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Deschampsia caespitosa</i>										1	1	Pfl. feuchter Wiesen
<i>Deschampsia flexuosa</i>										5	0	krautige Waldpflanzen
<i>Digitalis purpurea</i>	1		3	8	11		2	2	8	0	1	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Epilobium adenocaulon</i>										6	29	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Epilobium adnatum</i>										1	0	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Epilobium montanum</i>										2	3	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Epilobium parviflorum</i>			76	91	57	46	1		1	143	146	Pfl. feuchter Wiesen
<i>Epilobium roseum</i>			3	5	3	8				6	15	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Epilobium</i> sp.	2	138	33	197	11		1	1	1	343	44	Nicht bestimmte Pfl.
<i>Erigeron canadensis</i>	2		2	1			1	1	4	4	9	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Erigeron</i> sp.	1									0	1	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Fagus sylvatica</i>	3	2		8						7	0	einheimische Waldbäume
<i>Festuca gigantea</i>										25	0	krautige Waldpflanzen
<i>Fragaria vesca</i>										21	10	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Fraxinus excelsior</i>	1									1	6	einheimische Waldbäume
<i>Galium odoratum</i>										0	2	krautige Waldpflanzen
<i>Geranium robertianum</i>										1	0	krautige Waldpflanzen
<i>Geum urbanum</i>										0	0	Pfl. magerer Wiesen
<i>Hieracium aurantiacum</i>										0	1	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Hypericum humifusum</i>										0	2	Pfl. magerer Wiesen
<i>Hypericum perforatum</i>										17	11	Nicht bestimmte Pfl.
<i>Hypericum</i> sp.	3	2	3	3	3		3	1	4	0	1	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Impatiens parviflora</i>	4		1	2	1					21	3	Unkraut- & Ruderalf.

Tab. 12. (Forts. - continued)

Art	Fläche Jahr	1130	1139	1120o	1120u	Ff	1511.1	1511.2	1519	Summe	Ökologische Gruppen
		91	92	91	92	91	92	91	92	91	
<i>Juncus articulatus</i>										1	Pfl. feuchter Wiesen
<i>Juncus effusus</i>	29	3	186	96						0	Pfl. feuchter Wiesen
<i>Lamium montanum</i>										1	krautige Waldpflanzen
<i>Lapsana communis</i>										2	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Lathyrus silvester</i> s.l.										2	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Lotus corniculatus</i>										0	Fettwiesenpflanzen
<i>Luzula nemorosa</i>	4	2		1	5	1				2	krautige Waldpflanzen
<i>Luzula pilosa</i>			2	1	1	2				1	krautige Waldpflanzen
<i>Lysimachia nemorum</i>	33	2		2	1	1				3	krautige Waldpflanzen
<i>Moerungia trinervia</i>				1		10				2	krautige Waldpflanzen
<i>Mycelis muralis</i>										33	krautige Waldpflanzen
<i>Oxalis acetosella</i>	2									4	krautige Waldpflanzen
<i>Oxalis europaea</i>										19	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Paulownia tomentosa</i>										53	Fettwiesenpflanzen
<i>Phleum spicatum</i>										3	Unkraut- & Ruderalfpl.
<i>Plantago lanceolata</i>										52	Gartenflüchtlinge & Kulturpfl.
<i>Plantago major</i>										146	krautige Waldpflanzen
<i>Poa annua</i>										117	Fettwiesenpflanzen
<i>Poa</i> sp.										21	Unkraut- & Ruderalfpl.
<i>Poa trivialis</i>										2	Nicht bestimmte Pfl.
<i>Potentilla sterilis</i>										40	Fettwiesenpflanzen
<i>Primula elatior</i>										7	krautige Waldpflanzen
<i>Prunella vulgaris</i>										7	Fettwiesenpflanzen
<i>Rubus fruticosus</i> s.l.	11	1	12	7	5	1	1	1	1	15	Sträucher & niedere Holzpfl.
<i>Rubus idaeus</i>	3	6	4		4	4	21	15	1	70	Sträucher & niedere Holzpfl.
<i>Rumex sanguineus</i>										20	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Sagina procumbens</i>										0	Unkraut- & Ruderalfpl.

Tab. 12. (Forts. - continued)

Art	Fläche Jahr	1130 91	1139 92	11200 91	1120u 92	Ff 91	1511.1 92	1511.2 91	1519 92	Summe 91	Summe 92	Summ tot	Ökologische Gruppen
<i>Salix caprea</i>										1	2	3	einheimische Waldbäume
<i>Salix sp.</i>			1							3	0	3	Nicht bestimmte Pfl.
<i>Sambucus sp.</i>			1							0	1	1	Sträucher&niedere Holzpf.
<i>Senecio silvaticus</i>	1		4							0	2	2	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Senecio vulgaris s.l.</i>			2	10			1		4	0	4	4	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Solanum dulcamara</i>									2	10	12	12	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Solidago canadensis</i>		1						1	0	3	3	3	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Solidago serotina</i>			15	4	17	13	1	1	1	0	2	2	Pfl. feuchter Wiesen
<i>Sonchus asper</i>			6				2	1	1	36	19	55	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Sonchus oleraceus</i>	1	1	10		6		1	4	6	1	6	7	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Sonchus sp.</i>				4	2	1		2		0	2	2	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Stachys alpina</i>	1						21	1		31	3	34	Nicht bestimmte Pfl.
<i>Stellaria media</i>			1	5	2	1		2		1	0	1	krautige Schlag- & Saumpfl.
<i>Taraxacum officinale</i>			2	2	1	1				0	26	26	Unkraut- & Ruderalf.
<i>Veronica montana</i>	2	2	1	2	1	5	1	9	2	18	6	9	Fettwiesenpflanzen
<i>Veronica officinalis</i>			10	5	1	1	5		3	4	3	48	krautige Waldfarnzen
<i>Viola silvestris</i>							1	5	3	18	4	7	krautige Waldfarnzen
Keimungssumme	391	56	260	146	973	451	777	218	344	173	667	313	4362
Keimungssumme 91+92	447	406	1424	995			517		980		911		1924
Artenzahl	21	13	16	15	34	27	28	20	24	25	35	28	6286
Artenzahl 91+92	29	23	41		30	33	46		40	35			6286

Bestandes doch nur drei Samen, in einer anderen aber 193 (Tab. 13). Trotzdem konnten im Durchschnitt Unterschiede zwischen den Proben der Schlagflächen und denjenigen der direkt benachbarten Waldbestände beschrieben werden:

- Die **durchschnittliche Samendichte**, ermittelt aus der Anzahl der gekeimten Samen innerhalb zweier Vegetationsperioden in je 15 Proben lag zwischen 2848 (Mischwald 1139) und 9989 Samen pro m² (Schlag 1120 oben) (Tab. 14). Sie war auf der Schlagfläche zwischen 1.1 und 2.75 mal so gross wie in der unmittelbar benachbarten Waldfläche. Der kleinste Quotient von 1.1 zwischen dem Schlag 1130 und dem Mischwald 1139 könnte durch die leicht unterschiedliche Behandlung dieser 30 Proben gegenüber den Proben der anderen Untersuchungsobjekte verursacht worden sein. Das leichte Mörsern der harten Erdklumpen vor dem Sieben zerstörte eventuell gewisse keimfähige Samen und führte damit zu einer selektiven Auswahl weniger empfindlicher Samen. In diesem Sinne können aber auch die in diesen Proben geringeren Keimlingzahlen gegenüber den anderen Untersuchungsflächen interpretiert werden.
- Die **durchschnittliche Artenzahl pro Bodenprobe** ergab Werte zwischen 5.4 (Schlag 1130) und 13.1 Arten (Schlag 1511.1) (Tab. 13). In den 30 Proben des Schlages 1120 wurden durchschnittlich mehr Arten pro Bodenprobe gefunden als im danebenliegenden Fichtenforst. Bei den Untersuchungsobjekten in Urdorf waren die Proben mitten im Schlag (1511.1) durchschnittlich artenreicher als im Waldbestand (1519), die Proben des Schlagrandes (1511.2) aber leicht artenärmer. Der Mischwald 1139 war mit durchschnittlich 5.7 Arten leicht artenreicher als der Schlag 1130 (5.4 Arten).
- In den 15 Proben der einzelnen Untersuchungsobjekte keimten **gesamthaft** zwischen 23 (Mischwald 1139) und 47 verschiedenen **Arten** (Schlag 1511.1) (Tab. 13). Ausser in der unten liegenden Fläche des Untersuchungsobjektes 1120 keimten aus den Bodenproben der Schlagfläche total mehr Arten als aus denjenigen der entsprechenden Waldbestände (Tab. 13). Die Unterschiede zwischen den entsprechenden Untersuchungsobjekte waren aber mit sechs bis elf Arten relativ klein. Sie fielen viel geringer aus als die Differenzen zwischen den Artenzahlen der entsprechenden Bestände in der aktuellen Vegetation (Tab. 15). Hier konnte der extremste Fall beim Vergleich des Fichtenforstes mit dem Schlag 1120 beobachtet werden. Während der noch relativ junge Fichtenforst eine reine Monokultur ohne Unterwuchs darstellte, konnten in der Schlagfläche 118 Arten bestimmt werden.

Tab. 13. Minimale, durchschnittliche und maximale Keimlingzahlen sowie Artenzahlen der 15 Bodenproben pro Untersuchungsobjekt.

Zusätzlich wurden die entsprechenden Schlag- und Waldproben bezüglich dem Artentotal (AT) miteinander verglichen.

Minimum, mean and maximum number of seedlings and species of the 15 soil samples of each study site investigated. The total number of species (AT) in the clearing and corresponding forest plot samples are compared as well.

Unters.- objekt	Keimlingzahlen der einzelnen Proben				Artenzahlen der einzelnen Proben				Vergleich AT Schlag/Wald
	Min	Ø	Max	Total	Min	Ø	Max	Total	
1130	6	29.8	99	447	2	5.4	11	29	1.26x
1139 (MW)	7	27.1	51	406	4	5.7	8	23	
1120 o	30	94.9	171	1424	7	12.6	18	42	1.27x
1120 u	7	66.3	175	995	5	9.1	14	30	0.91x
Ff	3	34.5	193	517	2	6.7	13	33	
1511.1	37	65.3	96	980	8	13.1	19	46	1.31x
1511.2	33	60.7	95	911	5	10.0	15	41	1.17x
1519	22	40.4	69	606	7	10.9	15	35	

Tab. 14. Durchschnittliche Samendichte pro m² mit Standardabweichung ermittelt aus 15 Bodenproben pro Untersuchungsobjekt.

Average seed pool per m² with standard deviation computed from results of 15 soil samples per study site.

Untersuchungs- objekt	Samendichte pro m ² (Ø)	Standard- Abweich.	Vergleich Schlag/Wald
1130	3136	648.8	1.10x
1139	2848	409.2	
1120 o	9989	1083.5	2.75x
1120 u	6980	1609.5	1.92x
Ff	3627	1280.9	
1511.1	6875	538.5	1.62x
1511.2	6391	627.3	1.50x
1519	4251	412.7	

Tab. 15. Vergleich der Pflanzenarten der aktuellen Vegetation (akt. Veg.) mit den keimfähigen Samenarten in den entsprechenden Bodenproben.

Comparison of the plant species in the standing vegetation (akt. Veg.) and the species which germinated in the corresponding soil samples.

Artenzahl.	1130	1139	1120 o	1120 u	Ff	1511.1	1511.2	1519
- der akt. Veg. ohne Sporenpflanzen	52	14	117	117	1	88	88	35
- der Samen aus 15 Bodenproben	29	23	42	30	33	46	41	35
- der gemeinsamen Arten (a)	16	3	38	27	0	37	31	17
- Arten nur im Samenvorrat (b)	13	20	4	3	33	9	10	18
- Arten nur in Vegetation	36	11	79	90	1	51	57	18
Quotient a/b	1.2	0.2	9.0	9.0	0.0	4.1	3.1	0.9

4.3.3. Verteilung der gekeimten Arten nach den ökologischen Gruppen

In Tabelle 16 ist die prozentuale Verteilung der gekeimten Arten bezüglich ihren ökologischen Gruppen dargestellt. Die Prozente wurden aber nicht mit den effektiven Keimlingzahlen errechnet, sondern nach Präsenz und Absenz der einzelnen Arten in den 15 Proben ermittelt (vgl. Tab. 17). So konnten überhöhte Keimlingzahlen gewisser Arten in einzelnen Proben ausgeglichen werden. Gesamthaft erlangten die Keimlinge von "krautigen Waldpflanzen" die grösste Bedeutung mit durchschnittlich 31.9%. Aber auch die "Unkraut- und Ruderalfpflanzen", die "krautigen Schlag- und Saumpfpllanzen" sowie die "Pflanzen feuchter Wiesen und Sumpfpflanzen" waren in den einzelnen Proben im Schnitt mit 18.9% bzw. 14.5% und 12.5% gut vertreten.

In den Waldbeständen erreichten die "einheimischen Waldbäume", die "krautigen Waldpflanzen" und die "Sträucher und niederen Holzpflanzen" durchwegs höhere Prozentwerte als in den entsprechenden Schlagflächen (vgl. Tab. 16 und 17). Demgegenüber erlangten in den Schlägen die "krautigen Schlag- und Saumpfpllanzen" sowie die "Unkraut und Ruderalfpflanzen" die grösstere Bedeutung. Die anderen Gruppen wiesen im Vergleich Wald-Schlag keine einheitlichen Tendenzen auf. Der Anteil der nicht bestimmmbaren Pflanzen lag zwischen 1.2% und 11.7%.

Tab. 16. Prozentuale Verteilung der gekeimten Arten bezüglich ihren ökologischen Gruppen, errechnet nach Präsenz und Absenz in den 15 Proben pro Untersuchungsobjekt. Die Extremwerte jeder Probefläche sind **fett** gedruckt.

Distribution of the germinated species according to their ecological groups in percentage, calculated according to presence and absence in the 15 samples per study site. The extrema are printed bold.

Untersuchungsobjekt	1130	1139	1120 o	1120 u	Ff	1511.1	1511.2	1519	Total
einheimische Waldbäume	2.5	3.5	0.0	0.7	6.0	2.6	8.7	8.5	4.1
krautige Waldpflanzen	16.0	44.7	19.6	12.4	34.0	32.1	43.3	53.0	31.9
Sträucher & niedere Holzpfl.	11.1	16.5	3.7	3.6	5.0	6.1	6.7	10.4	7.9
krautige Schlag- & Saumpfpl.	39.5	1.2	14.8	23.4	15.0	7.7	8.0	6.7	14.5
Unkraut- & Ruderalfpflanzen	13.6	4.7	33.9	32.1	20.0	24.5	12.7	9.8	18.9
Pfl. magerer Wiesen	0.0	5.9	1.1	3.6	0.0	1.5	1.3	1.8	1.9
Pfl. feuchter Wiesen	16.0	17.6	7.9	9.5	15.0	16.8	14.7	2.4	12.5
Fettwiesenpflanzen	0.0	1.2	7.4	2.9	1.0	3.6	0.7	3.0	2.5
Gartenflüchtlinge & Kulturpfl.	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.3
Nicht bestimmmbare Pflanzen	1.2	4.7	11.6	11.7	2.0	5.1	4.0	4.3	5.6

Tab. 17. Präsenz der gekeimten Arten in den 15 Proben pro Untersuchungsobjekt. Die Arten sind nach den ökologischen Gruppen geordnet.

In der Kolonne "Wald" ist die Keimlingpräsenz der einzelnen Arten in den Proben der drei Waldbestände (45 Proben) in Prozent angegeben, in der Kolonne "Schlag" dementsprechend für die fünf untersuchten Schlagflächen (75 Proben).

Presence of the germinated species in the 15 samples per study site. The species are classified by ecological groups.

In the column "Wald" the seedling presence of each species in the samples of three forest plots (45 samples) is indicated in percent, and likewise in the column "Schlag" for the five investigated clearings (75 samples).

Art	1130	1139	1120o	1120u	Ff	1511.1	1511.2	1519	Total	Wald	Schlag
<i>Acer pseudoplatanus</i>		1							1	2.2	0.0
<i>Betula</i> sp.		1			6	2	6	9	24	35.6	10.7
<i>Carpinus betulus</i>						2	2	3	7	6.7	5.3
<i>Fagus sylvatica</i>	1	1			1				3	2.2	2.7
<i>Fraxinus excelsior</i>		1				1	2	2	6	4.4	5.3
<i>Salix caprea</i>							3		3	0.0	4.0
Total einh. Waldbäume	2	3	0	1	6	5	13	14	44	8.5	4.7
<i>Brachypodium sylvaticum</i>			10	2		12	2		26	0.0	34.7
<i>Carex digitata</i>							3	6	9	13.3	4.0
<i>Carex flacca</i>		10			5	2	5		22	33.3	9.3
<i>Carex pendula</i>		2	1		7	1	13	1	25	22.2	20.0
<i>Carex pilosa</i>	2	10	2	3	11				28	46.7	9.3
<i>Carex remota</i>		2	3			1			6	4.4	5.3
<i>Carex sylvatica</i>	1	5	9	3	6	14	15	15	68	57.8	56.0
<i>Circaea lutetiana</i>				1					1	0.0	1.3
<i>Deschampsia flexuosa</i>					1				1	2.2	0.0
<i>Festuca gigantea</i>			4			3			7	0.0	9.3
<i>Galium odoratum</i>							2		2	4.4	0.0
<i>Geum urbanum</i>						1			1	0.0	1.3
<i>Lamium montanum</i>							3		3	6.7	0.0
<i>Luzula nemorosa</i>	1		1			1			3	0.0	4.0
<i>Luzula pilosa</i>	4				1	1	7	6	19	15.6	16.0
<i>Lysimachia nemorum</i>	1		2	4		3		3	13	6.7	13.3
<i>Mycelis muralis</i>			1		1				2	2.2	1.3
<i>Oxalis acetosella</i>	2					4	1	12	19	26.7	9.3
<i>Phyteuma spicatum</i>						3	1	4	8	8.9	5.3
<i>Potentilla sterilis</i>						4	6	7	17	15.6	13.3
<i>Primula elatior</i>								3	3	6.7	0.0
<i>Veronica montana</i>			2					10	12	22.2	2.7
<i>Veronica officinalis</i>	2	3	1	1	2	7	6	5	27	22.2	22.7
<i>Viola silvestris</i>		6	1	3		6	6	10	32	35.6	21.3
Total krautige Waldpfl.	13	38	37	17	34	63	65	87	354	14.7	10.8
<i>Rubus fruticosus</i> s.l.	6	9	2	1	2	1	2	7	30	40.0	16.0
<i>Rubus idaeus</i>	3	5	4	4	3	11	8	10	48	40.0	40.0
<i>Sambucus</i> sp.			1						1	0.0	1.3
Total Sträucher&n Holzpfl.	9	14	7	5	5	12	10	17	79	26.7	19.1

Tab. 17. (Forts. - *continued*)

Art	1130	1139	1120o	1120u	Ff	1511.1	1511.2	1519	Total	Wald	Schlag
<i>Atropa belladonna</i>	5	1	8	12	5			1	32	15.6	33.3
<i>Calamagrostis epigeios</i>	15		15	14	5			1	50	13.3	58.7
<i>Cardamine flexuosa</i>							1	6	7	13.3	1.3
<i>Carex pallescens</i>	1					1	1		3	0.0	4.0
<i>Centaurium umbellatum</i>							3		3	0.0	4.0
<i>Cirsium vulgare</i>	2		1	2	1	1			7	2.2	8.0
<i>Digitalis purpurea</i>	1								1	0.0	1.3
<i>Epilobium montanum</i>			1	3		1			5	0.0	6.7
<i>Fragaria vesca</i>					1	8	3	1	13	4.4	14.7
<i>Geranium robertianum</i>			1						1	0.0	1.3
<i>Hypericum humifusum</i>								2	2	4.4	0.0
<i>Lapsana communis</i>							2		2	0.0	2.7
<i>Lathyrus silvester</i> s.l.						1			1	0.0	1.3
<i>Moerungia trinervia</i>	6		1	1	2	3	1		14	4.4	16.0
<i>Rumex sanguineus</i>					1				1	2.2	0.0
<i>Senecio sylvaticus</i>	1						1		2	0.0	2.7
<i>Solanum dulcamara</i>			1						1	0.0	1.3
<i>Stachys alpina</i>	1								1	0.0	1.3
Total krautig Schlagpfl.	32	1	28	32	15	15	12	11	146	3.3	8.8
<i>Arabidopsis thaliana</i>					1				1	2.2	0.0
<i>Arctium minus</i>				1					1	0.0	1.3
<i>Cardamine hirsuta</i>				1			1		2	0.0	2.7
<i>Cirsium arvense</i>	1		14	14	5	2			36	11.1	41.3
<i>Epilobium adenocaulon</i>	1		7	6		1	4		19	0.0	25.3
<i>Epilobium adnatum</i>				1					1	0.0	1.3
<i>Epilobium roseum</i>			6	5			1	1	13	2.2	16.0
<i>Erigeron canadensis</i>	2	2	1		2	4	1		12	8.9	10.7
<i>Erigeron</i> sp.	1								1	0.0	1.3
<i>Impatiens parviflora</i>	4		2			9	1		16	0.0	21.3
<i>Oxalis europaea</i>	1				4	13	8	13	39	37.8	29.3
<i>Plantago major</i>			8	2		3	2		15	0.0	20.0
<i>Poa annua</i>		1	12	5	3	12			33	8.9	38.7
<i>Sagina procumbens</i>					1				1	2.2	0.0
<i>Senecio vulgaris</i> s.l.			2						2	0.0	2.7
<i>Solidago canadensis</i>		1			1			1	3	6.7	0.0
<i>Sonchus asper</i>			9	9	1	2	1	1	23	4.4	28.0
<i>Sonchus oleraceus</i>	1		1						2	0.0	2.7
<i>Sonchus</i> sp.						1			1	0.0	1.3
<i>Stellaria media</i>			2		2	1			5	4.4	4.0
Total Unk.-&Ruderalpfl.	11	4	64	44	20	48	19	16	226	4.4	12.4
<i>Hieracium aurantiacum</i>		1							1	2.2	0.0
<i>Hypericum perforatum</i>		4	2	5		3	2	3	19	15.6	16.0
Total Pfl. magerer Wiesen	0	5	2	5	0	3	2	3	20	8.9	8.0
<i>Cirsium palustre</i>						14	5		19	0.0	25.3
<i>Deschampsia caespitosa</i>					2				2	4.4	0.0
<i>Epilobium parviflorum</i>			15	13	1	7	1		37	2.2	48.0
<i>Juncus articulatus</i>							1		1	0.0	1.3
<i>Juncus effusus</i>	12	15			12	12	15	4	70	68.9	52.0
<i>Solidago serotina</i>	1								1	0.0	1.3
Total Pfl. feuchter Wiesen	13	15	15	13	15	33	22	4	130	12.6	21.3

Tab. 17. (Forts. - continued)

Art	1130	1139	1120o	1120u	Ff	1511.1	1511.2	1519	Total	Wald	Schlag
<i>Ajuga reptans</i>						4		4	4	8.9	0.0
<i>Cerastium caespitosum</i>			2						2	0.0	2.7
<i>Lotus corniculatus</i>					1				1	2.2	0.0
<i>Plantago lanceolata</i>						1		1	1	0.0	1.3
<i>Poa trivialis</i>						1		1	2	2.2	1.3
<i>Prunella vulgaris</i>			7	2		4			13	0.0	17.3
<i>Taraxacum officinale</i>	1		5	2		2			10	2.2	12.0
Total Fettwiesenpfl.	0	1	14	4	1	7	1	5	33	2.2	5.0
<i>Buddleja davidii</i>						1			1	2.2	0.0
<i>Paulownia tomentosa</i>						1			1	2.2	0.0
Total Gartenfl.&Kulturpfl.	0	0	0	0	2	0	0	0	2	2.2	0.0
<i>Carex</i> sp.			1			1	1	2	5	4.4	4.0
<i>Epilobium</i> sp.	2		15	13		4	1		35	4.4	44.0
<i>Hypericum</i> sp.	1								1	2.2	0.0
<i>Poa</i> sp.						1			1	0.0	1.3
<i>Salix</i> sp.			1					2	3	4.4	1.3
<i>Sp. sp.</i>	1	1	5	3	2	4	4	3	23	13.3	22.7
Total Nicht bestimmte Pfl.	1	4	22	16	2	10	6	7	68	4.8	12.2
Total aller Öko Gruppen	81	85	189	137	100	196	150	164	1102	88.3	102.3

4.3.4. Artenvergleich Samenvorrat - aktuelle Vegetation

Ein Vergleich der Arten im Samenvorrat mit den Arten in der Vegetation auf der entsprechenden Fläche ergab die in Tabelle 15 dargestellten Resultate. Während in den Schlägen - ausser dem leicht gemörserten Spezialfall 1130 - immer die meisten Arten des Samenvorrates auch in der Vegetation vorkamen, konnten in den untersuchten Waldbeständen höchstens rund die Hälfte der im Keimversuch aufgelaufenen Arten auch in der Vegetation gefunden werden (Tab. 15). Im Samenvorrat des Waldbodens konnten also viele Pflanzenarten überdauern, die in der aktuellen Vegetation fehlten. In den drei untersuchten Waldflächen waren dies zwischen 18 und 33 Arten. Aber auch die viel artenreicheren Schläge enthielten im Diasporenvorrat gegenüber der aktuellen Vegetation noch zwischen 3 und 13 zusätzliche Arten.

5. DISKUSSION

Die vorliegende Arbeit befasst sich vorwiegend mit den ökologischen und pflanzensoziologischen Verhältnissen auf jüngeren Schlagflächen. Dabei interessierten nicht nur die durch das Hiebereignis ausgelösten standorts- und vegetationskundlichen Veränderungen gegenüber den vorgängigen Waldverhältnissen, sondern auch die Struktur, die Zufälligkeit, die Dynamik und die Entwicklung solcher Standorte. Die auf verschiedenen Schlagflächen z.T. sehr unterschiedlich verlaufende Sekundärsukzession der ersten Jahre sollte beschrieben und kausal erfasst werden.

Will man die Bedeutung der Schlagflächen für das Ökosystem Wald abschätzen, so dürfen faunistische Betrachtungen nicht fehlen (vgl. HANSSON 1992, KLÖTZLI 1965, PASSARGE 1984b, PUNTLILA et al. 1991, SCHWABE und MANN 1990, SSYMANIK 1991b, 1992, STURM 1989). Umfassende Ökosystemforschung wurde zum Beispiel im Sollingprojekt (ELLENBERG et al. 1986) durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass in den untersuchten Ökosystemen (Buchenwald, Fichtenaufforstung, Mähwiese und Acker) die Zahl der Pflanzenarten gegenüber den Tierarten (phyto-, zoo- und saprophagen) geradezu als winzig erscheint. Dies gilt wahrscheinlich nicht nur für die extrem sauren Böden des Sollings. Entgegen der geringen Artenzahl können die Pflanzen aber sehr bedeutend sein (z.B. im Waldökosystem), bilden sie doch die Lebensgrundlage für die Tiere (Nahrungsquellen, Lebensräume, Strukturelemente etc.). Aus zeitlichen Gründen musste in der vorliegenden Arbeit auf faunistische Erhebungen verzichtet werden. Gewisse faunistische Aspekte werden aber in Kapitel 5.6. kurz diskutiert.

In einer Resultatübersicht (Tab. 18) sind die wichtigsten untersuchten primären und sekundären Auswirkungen eines Schlagereignisses auf den Standort kurz zusammengefasst.

5.1. DAS SCHLAGEREIGNIS IN DER SCHWEIZERISCHEN WALDWIRTSCHAFT

Während die Bäume im **Urwald** zwischen etwa 400 Jahre (Buche) und 1000 Jahre (Eiche) alt werden (REMMERT 1991), liegt die Umtriebszeit in den **Wirtschaftswäldern** des schweizerischen Mittellandes zwischen etwa 80 und maximal 150 Jahren (BROGGI und WILLI 1993). Die Wälder werden also in ihrer

Tab. 18. Primäre und sekundäre Auswirkungen eines Schlagereignisses. Vergleich von Waldbeständen mit jungen Schlagflächen mittlerer Grösse. Resultatzusammenfassung.
Primary and secondary effects of woodland clearing. Comparison of forests with new medium-sized clearings. Synopsis of results.

- ++ starke Zunahme - *great increase*
- + leichte Zunahme - *slight increase*
- = gleichbleibend - *no change*
- leichte Abnahme - *slight decrease*
- starke Abnahme - *great decrease*
- + bis - Zunahme bis Abnahme - *increasing to decreasing*

Beurteilungspunkte		Veränderungen in der Schlagfläche gegenüber dem Wald
Mikroklima	Lichtfluss bei Sonnenschein	++
	Lichtfluss bei starker Bewölkung	=
	Niederschlagsmenge	+
	Wind	+ bis ++
	Tagestemperatur bei Sonnenschein	+ bis ++
	Tagestemperatur bei starker Bewölkung	=
	Tagestemperatur in Krautschicht bei Sonnenschein	++
	Tagestemperatur in 200 cm Höhe bei Sonnenschein	+
	Temperaturschichtung bei Sonnenschein	+ bis ++
	Temperaturschichtung bei starker Bewölkung	=
Boden	Temperatur in klaren Nächten	- bis --
	Nachttemperatur bei bedecktem Himmel	=
	rel. Luftfeuchtigkeit bei Sonnenschein	-
	rel. Luftfeuchtigkeit in klaren Nächten in Bodennähe	++
	rel. Luftfeuchtigkeit in klaren Nächten in 200 cm Höhe	= bis +
abs. Luftfeuchtigkeit bei Sonnenschein in Bodennähe		+ bis ++
standörtliche Vielfältigkeit	Bodentemperatur (in 10 cm Tiefe) bei Sonnenschein	++
	Bodentemperatur (in 10 cm Tiefe) in der Nacht	+
	Nährstofffreisetzung	+
	Wassergehalt im Boden	+
	Wassergehalt im Boden (oberster Auflagehorizont)	+ bis -
Anzahl Pflanzenarten		+
Waldarten		++
lichtbedürftige Arten		= bis +
Samenvorrat		++

Optimalphase gefällt. Die Alters- und Sterbephasen werden übersprungen, der Zyklus kurzgeschlossen (LEIBUNDGUT 1982, REMMERT 1991). Durch Pflanzungen wird die Verjüngungszeit oftmals verkürzt.

Die **forstlichen Massnahmen** umfassen aber nicht nur die Versorgung des Marktes mit dem Rohstoff Holz, sondern auch die Waldflege und die Waldverjüngung. Primäres Ziel sollte dabei immer die Erhaltung und Förderung der Stabilität der Waldbestände sein (LEIBUNDGUT 1954, vgl. auch SCHÄDELIN 1922).

Die neuartigen, akut gewordenen **Waldschäden**, die in den frühen 80er-Jahren eine lebhafte Diskussion über das "Waldsterben" auslösten und Anlass zu verschiedenen Forschungsarbeiten gaben (vgl. PANKOW 1991, STARK 1991, WSL 1992a, 1992b u.a.), zwingen den Förster auch vermehrt zu Zwangsnutzungen (BETTSCHART mündl.).

Durch die forstlichen Massnahmen ändert sich das **Waldbild** stark. Die Verteilung der Waldtypen wurde im Landesforstinventar (LFI, MAHRER 1988) für das Mittelland folgendermassen angegeben: 89.4% Hochwald (HW, wovon 81.9% gleichförmiger HW, 5.5% ungleichförmiger HW und 2.0% plenterartiger HW), 4.7% Mittelwald, 0.7% Niederwald, 0.5% vorübergehend nicht bestockte Flächen (Schlag-, Brand- oder Windwurfflächen) und 4.7% andere Waldtypen. Nach LEIBUNDGUT (1990) sind im Mittelland rund 85% der Waldfläche von einschichtigen, gleichaltrigen Beständen bestockt, wobei der einst dominierende Laubwaldanteil auf rund 40% seines möglichen Potentials zurückgegangen ist (LEIBUNDGUT 1988).

Im Wirtschaftswald werden **Schlagfluren** vorwiegend durch Femel-, Saum-, Schirm- oder Kahlschlag flächenweise begründet. In Urwaldbeständen können sie sich grossflächig in Waldteilen ausbilden, die durch Feuer, Sturm, Schnee, Rutschungen und Überschwemmungen oder durch Insektenschäden und Pilzkrankheiten zerstört wurden. Deshalb erachtet MOOR (1981, vgl. auch SCHÜTZ 1990) die Schlagflächen - obschon künstlich geschaffen - als einen natürlichen Standort.

Die 113 untersuchten **Schlagflächen** wurden im allgemeinen durch einen forstwirtschaftlich gezielten Eingriff, seltener durch ein Sturmereignis mit anschliessender Zwangsnutzung und Räumung (z.B. Fläche 2810) geschaffen. Meistens handelte es sich dabei nicht um eigentliche Kahl- sondern um Femelschläge. "Beim Femelschlagbetrieb werden die Verjüngungen auf kleiner Fläche (Trupp, Gruppe, Horst) entweder natürlich oder künstlich eingeleitet, wobei die Hiebsart dem Verjüngungsziel angepasst wird" (GRÜNIG 1962, vgl. auch LEIBUNDGUT 1948 über den schweizerischen Femelschlagbetrieb).

Schlagweiser Hochwald wird in der Schweiz hauptsächlich durch diese kleinflächige Betriebsform, ein Horst nimmt eine Fläche von 5 bis 50 Aren ein, begründet. Die Erkenntnis über die nachteiligen Folgen von Kahlschlägen fand Eingang in die schweizerische Gesetzgebung (vgl. Kap. 2.5.) und führte zu dieser differenzierenden Waldbewirtschaftungsform.

In vielen Gebieten wird die Verjüngung des Waldes unter anderem durch **zu hohe Rehwildbestände** stark beeinträchtigt, wobei das Ausmass des Verbisses und der Beschädigungen von zahlreichen Faktoren abhängt (vgl. KLÖTZLI 1965). Die oftmals notwendigen Einzäunungen sind arbeitsintensiv und damit teuer (vgl. SOMMER 1956). Aus Wirtschaftlichkeitsgründen werden heute deshalb anstelle von kleinflächigen, femelschlagartigen Verjüngungen wieder öfters grosse, kahlschlagähnliche Verjüngungshiebe gemacht (BGU 1984-88). Einzäunungen sollten aber nicht grösser als 25 Aren sein. Nach Möglichkeit werden vermehrt auch die billigeren Einzelschütze verwendet (BETTSCHART mündl.).

5.2. AUSWIRKUNGEN DES SCHLAGES AUF DIE STANDORTS-BEDINGUNGEN

5.2.1. Auswirkungen auf das Mikroklima

Bei der Diskussion der mikroklimatischen Messresultate müssen die **besonderen Verhältnisse der untersuchten Standorte** mitberücksichtigt werden. LÜTZKE (1961) stellte fest, dass die Strahlungs- und Austauschverhältnisse und damit auch die Temperaturverhältnisse in Waldbeständen durch die Bestandeshöhe, -dichte und -struktur und durch die Holzartenzusammensetzung mannigfaltig variieren. Auch die Wärmekapazität und -leitfähigkeit ist in den Waldböden je nach Dicke und Dichte der Streu- und Humusschicht äusserst unterschiedlich. Bei den Hiebflächen werden die temperaturbeeinflussenden Faktoren zusätzlich von der Schlaggrösse beeinflusst.

Die offensichtlichsten **primären Auswirkungen eines Schlagereignisses sind ein erhöhtes Licht- und Niederschlagangebot** (geringere Interzeptionsverluste gegenüber dem Wald). Ein Vergleich der Tagesspitzenwerte des Lichtflusses ergab am Boden der bereits dreieinhalbjährigen Schlagfläche 1120 trotz üppiger Kraut- und reichstrukturierter Strauchschicht die 30-fachen Werte gegenüber denjenigen des Waldstandortes (vgl. Kap. 4.2.1.4., Fig. 18 und 19). Durch die fehlende bzw. geringere Beschattung der Kraut- und

Strauchschicht erreichten die Spitzenwerte des Schlates auf 110 cm und 210 cm Höhe sogar das 116-fache der entsprechenden Waldwerte (Fig. 18 und 19). Da es sich beim Waldspitzenwert um ein einmaliges Ereignis handelte, waren die Lichtverhältnisse auf der Schlagfläche gegenüber dem Wald noch um einiges besser. Falls zum Zeitpunkt des Schlates auf der Hiebfläche keine üppige Krautschicht ausgebildet war, entsprachen die damaligen Lichtverhältnisse in Bodennähe ungefähr den Messwerten in 110 und 210 cm Höhe.

Für die Vegetationsausbildung auf dem Waldboden gilt aber allgemein die **Lichtverteilung bei bedecktem Himmel** als ausschlaggebend (EBER 1972). Auch ist ein zahlenmässiger Vergleich zwischen der Helligkeit im Freiland und im Wald eigentlich nur bei einem gleichmässig bedeckten Himmel möglich, da die Lichtflecken bei sonnigem Wetter mehr als ein Viertel der Fläche einnehmen können (LEIBUNDGUT 1985). Im untersuchten Buchen-Fichten-Mischwald mit zwei gut ausgebildeten Baumschichten, die nach Laubaustrieb zusammen einen Kronenschluss von 99 % erreichten, war der Lichtflecken-einfluss aber viel kleiner. Die relative Beleuchtungsstärke - ermittelt aus den Tagesmesswerten vom 8. und 9. August 1991 bei bedecktem Himmel - ergaben im Wald gegenüber dem durch die Strauch- und Krautschicht ebenfalls beschatteten Schlagboden Werte von rund 14 %. Durch die stärkere Absorption und Reflexion der zusätzlichen kurzweligen Strahlung bei schönem Wetter ist die relative Helligkeit im Bestand bei Sonnenschein geringer als bei bedecktem Himmel (EBER 1972, KIESE 1972, KLÖTZLI 1968, MITSCHERLICH et al. 1965/66 und TURNER 1958). Gegenüber den kaum beschatteten Schlagmessungen in 110 und 210 cm Höhe betrug die **relative Beleuchtungsstärke im untersuchten Wald noch ungefähr 0.5 %**. Dies entspricht ungefähr dem tiefsten Lichtkompensationspunkt von schattentoleranten Blütenpflanzen und kann von den anspruchsvollen Arten nicht mehr besiedelt werden (WALTER 1986). Hier ist auch die Ursache für die sehr schwach ausgebildete und artenarme Krautschicht in dieser Waldfläche (vgl. Tab. C im Anhang) zu suchen. Auch MITSCHERLICH et al. (1965/66) und EBER (1972) konnten im Sommer bei bedecktem Himmel in verschiedenen Waldgesellschaften relative Beleuchtungsstärken nachweisen, die oft weniger als 5 %, gelegentlich sogar nicht einmal 1 % betragen. Es werden hier also zum Teil Verhältnisse wie im tropischen Regenwald erreicht (vgl. KLÖTZLI 1968).

Die im folgenden diskutierten, veränderten mikroklimatischen Bedingungen auf Schlagflächen berücksichtigen vor allem die Verhältnisse während der Vegetationszeit.

Wie verschiedene Autoren erwähnten (GEIGER 1942, LÜTZKE 1961, MOOR

1981, TOLVANEN und KUBIN 1990 u.a.), herrschen bezüglich **Temperatur auf der Schlagfläche kontinentalere Verhältnisse** als im benachbarten Wald (vgl. Kap. 4.2.1.2.). Die grossen Lufttemperaturunterschiede beschränkten sich aber auf die Schönwetterphasen (Fig. 14). Auch gegenüber der offenen Feldflur bestehen in Bestandeslücken bei weitem extremere Verhältnisse (LÜTZKE 1961), die vor allem durch geringere, ausgleichend wirkende Wind-einflüsse auf den Schlagflächen (vgl. FLEMMING 1968) verursacht werden.

Während der Messperiode betrug die **maximale Tag-Nachttemperaturdifferenz** auf der Schlagfläche in 40 cm und 100 cm Höhe rund 20.2°C bzw. 19.5°C, in 200 cm Höhe etwa 15.7°C. Im benachbarten Waldstück ergaben die Temperaturunterschiede in den entsprechenden Höhen aber nur noch 11.0°C in 40 cm, 11.4°C in 90 cm und 11.5°C in 200 cm Höhe. Während die Temperaturschwankungen in den höheren Schichten der Schlagfläche durch erhöhte Wind- und geringere Kälteseebildungseinflüsse etwas abnahmen, waren sie im Wald in den untersuchten Höhen relativ konstant. Die **Amplitudenunterschiede** zwischen den entsprechenden Schichten der beiden Standorte betrugen 9.2°C (40 cm), 8.1°C (90/100cm) und 4.2°C (200cm). LÜTZKE (1961) beobachtete in einem Buchenbestand gegenüber der Schlagfläche an der Bodenoberfläche sogar eine um 20°C grössere Amplitude, die mit zunehmender Höhe abnahm. Die Beobachtung von TOLVANEN und KUBIN (1990), dass bereits in 2 m Höhe zwischen Wald und Schlag kein Temperaturunterschied mehr besteht, konnte nicht bestätigt werden. Sie repräsentiert eher einen Ausnahmezustand bei kalten Lufttemperaturen um die Nullgradgrenze (vgl. MITSCHERLICH et al. 1965/66).

ELLENBERG (1986) verglich das Lokalklima des windgeschützten Kahlschlag-
ges mit dem einer Doline: "In klaren Nächten sammelt sich die abgekühlte,
schwerere Luft am Boden und bewirkt schärfere Fröste als im Wald oder im
windoffenen Freiland; während des Tages dagegen kommt es durch die er-
höhte Einstrahlung und geringere Windbewegungen zu überhöhten Tempera-
turen". GEIGER (1942) und LÜTZKE (1961) berichteten von einer mit zuneh-
mender Schlaggrösse stetigen Abnahme der Nachttemperatur durch Verringe-
rung des Bestandeinflusses. Nach ihnen gibt es eine **kritische Hiebflächen-
grösse**, bei der die Nachttemperaturen ihre tiefsten Werte erreichen; in grös-
seren Lücken sind sie durch zunehmende Windeinflüsse wieder höher. Diese
kritische Grösse ist abhängig vom Verhältnis des Durchmessers der Schlag-
fläche zur Höhe des umgebenden Bestandes und wird erst erreicht, wenn die-
ses Verhältnis bei weitem grösser als drei ist (LÜTZKE 1961).

Wie die starken Temperaturschwankungen der Schlagfläche so manifestierte

sich auch die relativ ausgeprägte **Temperaturschichtung innerhalb des Schlags** vor allem bei schönem Wetter. In der Schlechtwetterphase waren solche Unterschiede nicht mehr zu erkennen (Fig. 13). Dies bestätigt die Resultate von LÜTZKE (1961), TOLVANEN und KUBIN (1990) u.a. **Im Wald** konnte zu keinem Zeitpunkt eine deutliche Schichtung festgestellt werden (Fig. 10). Nach MITSCHERLICH et al. (1965/66) und GARVE (1976, zit. in ELLENBERG et al. 1986) werden die höchsten Tagestemperaturen im Wald im Kronenraum gemessen, der hier aufgrund der Fragestellung mit keinen Messungen erfasst wurde.

Auch die **Bodentemperaturen** - in 10 cm Tiefe gemessen - waren in der Schlagfläche stärkeren Tag-Nachtrhythmen unterworfen (vgl. Fig. 11, Kap. 4.2.1.2., LÜTZKE (1961), GLAVAC und KOENIES (1978) u.a.). LÜTZKE (1961) begründete die größere Wärmeamplitude im Kahlschlagboden mit dem fast unbehinderten Strahlungsaustausch auf der Schlagfläche mit der freien Atmosphäre. Allgemein konnten in der viertägigen Beobachtungszeit sowohl während des Tages wie auch in der Nacht und nach erfolgtem Wetterumschlag im Schlag höhere Bodentemperaturen als im Wald gemessen werden. Die gegenüber der Luft geringeren Temperaturamplituden im Boden und der um drei bis acht Stunden verzögerte Temperaturverlauf (vgl. Kap. 4.2.1.2. und MITSCHERLICH et al. 1965/66) wurden durch die geringere Temperaturleitfähigkeit des Bodens (GEIGER 1942) verursacht.

Während der Messdauer war bis zum Beginn der Niederschläge bezüglich **relativer Luftfeuchtigkeit** sowohl im Wald wie auch in der Schlagfläche eine starke Tag-Nachtrhythmisik auszumachen, die extrem temperaturabhängig war (Fig. 15-17, Kap. 4.2.1.3.). Bei stärkerer Erwärmung während den Tagesstunden resultierten im Wald höhere relative Luftfeuchtigkeiten als im Schlag (vgl. BURGER 1931, MITSCHERLICH et al. 1965/66). In der Nacht übertrafen die relativen Feuchtigkeitswerte der bodennahen Luftsichten des Schlags (40 cm, 100 cm) diejenigen des Waldes bei weitem.

Bei den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Beständen handelte es sich um einen Hochwald mit nahezu fehlendem Unterwuchs und um eine in der Vegetation üppige und reichstrukturierte Hiebfläche. Durch die starke Transpiration der Krautschicht und die geringen Windkonvektionen in der Vegetation der Schlagfläche erreichten die nach den Tabellen von SLAVIK (1974) umgerechneten **absoluten Feuchtigkeitswerte** in den bodennahen Schichten dieses Bestandes die höchsten Werte. Die absolute Feuchtigkeit war sowohl im Wald wie auch in der Schlagfläche in den darüberliegenden Schichten kleiner. Andererseits fand LÜTZKE (1967) in einem Föhrenaltholzbestand mit

Rotbuchenbeimischung gegenüber einer Wiese einen Feuchtigkeitsüberschuss. Die geringere Evapotranspiration des Waldbodens und der Bodenvegetation wurden durch den kleineren Massenaustausch der Luft in der Waldfläche überkompensiert. Für echte, temperaturunabhängige Feuchtigkeitsüberschüsse sind also vor allem Evapotranspiration sowie Massenaustausch der Luft und damit die Struktur des Bestandes entscheidend.

5.2.2. Auswirkungen auf den Boden

Die mikroklimatischen Veränderungen haben zum Teil auch direkte **Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften**. Verschiedene Autoren berichteten von verstärktem Humusabbau und rascherer Nährstofffreisetzung in Schlagflächen infolge der mechanischen Verletzungen und der stärkeren Erwärmung der Bodenoberfläche (ELLENBERG 1986, IRRGANG 1990, SCHMIDER et al. 1993, WAGENITZ-HEINECKE 1958, WILMANNS 1989). Dieser günstige Zustand dauert aber nicht lange, da die rasch mobilisierten Nährstoffe bereits nach zwei bis drei Jahren aufgebraucht sind (ELLENBERG 1986, KUNKLE 1974).

Mindestens vier der acht genauer untersuchten Schläge hatten zum Zeitpunkt der Bodenprobennahme altershalber dieses Stadium des Nährstoffreichtums bereits überschritten (vgl. Tab. 11, Kap. 4.2.2.). Diese Untersuchungen können also vor allem Aussagen über Boden- und Nährstoffveränderungen an solchen Standorten erlauben, die über Jahre noch andauern und feststellbar bleiben. Die im folgenden diskutierten Resultate stellen dabei eine Momentaufnahme des Frühjahrzustandes anfangs März 1992 in den ersten 40 cm des Bodenprofils dar (Tab. 11).

Bezüglich den Nährstoffen konnte bei den meisten Messungen **sowohl im Wald- wie auch im Schlagboden eine deutliche Schichtung** nachgewiesen werden (Tab. 11). Bei je sieben der acht untersuchten Wald- und Schlagböden ergaben die Messungen im obersten Horizont die höchsten **Phosphor**-Werte. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1984) ist im Oberboden der P-Gehalt im Vergleich zum Unterboden infolge Anreicherung höher. In unkultivierten Böden erfolgt diese Anreicherung über die Mineralisierung von Vegetationsrückständen. Diese Mineralisierung, die im März noch fehlende Zehrung dieser Nährstoffe durch pflanzliches Wachstum sowie nur geringe Verlagerungseffekte führten wahrscheinlich auch beim **Kalium** und **Magnesium** zu den zum Teil deutlich höheren Konzentrationen im Oberboden der 16 Untersuchungsflächen. Zusätzlich ist im Oberboden wegen den höheren Humusgehalten (vgl. Tab. 11) die Kationenaustauschkapazität erhöht (STICHER mündl., vgl. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1984).

Durch den Anfall von saurer Nadelstreu, geringe Erosionserscheinungen sowie fehlende künstliche Zufuhr basisch wirkender Kationen (Düngung) sind die **pH-Werte** von Waldböden unter sonst gleichen Bedingungen tiefer als diejenigen von intensiv landwirtschaftlich genutzten Böden (FAP-Reckenholz 1981, vgl. auch KLÖTZLI 1968). Dies erklärt die recht sauren Bedingungen der sieben untersuchten Waldbestände über Würmmoränen und der noch saureren Waldfläche auf überfahrenen würmeiszeitlichen Schottern (Tab. 1 und 11). Das von SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1984) beschriebene Ansteigen der pH-Werte in tieferen Schichten von Naturböden durch intensivere Auswaschung in Oberflächennähe konnte in den Waldböden ebenfalls festgestellt werden. In den acht genauer untersuchten Schlagflächen wurde hingegen keine einheitliche Schichtung festgestellt. Diese waren aber in der Regel basischer als die entsprechenden Waldböden. Die allgemeine pH-Veränderung auf den Schlägen zu basischeren Verhältnissen könnte durch Boden- und Schichtverschiebungen beim Schlagereignis zustande gekommen sein. Diese Theorie wird gestützt durch die uneinheitliche Schichtung des Schlagbodens bezüglich pH- und Kalkgehalt im Vergleich zum Waldboden. Große Horizontverschiebungen finden zum Beispiel auf Windwurfflächen statt, bei denen ganze Wurzelteller freigelegt werden. Zusätzlich können nach WAGENITZ-HEINECKE (1958) pH-Verschiebungen in Richtung Neutralpunkt bei an und für sich sauren Böden hauptsächlich als Folge einer Mobilisierung der Basen durch die Brand- oder Kahlschlagwirkung angesehen werden. Aber auch die Mineralisierung von organischen Säuren, Fulvosäuren und niedermolekularen Huminsäuren kann zu einem pH-Anstieg führen (REHFUESS 1990).

Die in der obersten Schicht der Schlagfläche meist höheren Messwerte an Phosphor und Kalium gegenüber der entsprechenden Schicht der Waldfläche (Tab. 11) weisen auf eine auch nach Jahren noch andauernde **stärkere Nährstofffreisetzung** auf Schlagflächen hin. Dies röhrt wahrscheinlich daher, dass die auf den Schlagflächen dominierenden Kräuter und Gräser die in den ersten Jahren durch Humusabbau freigesetzten Nährstoffe zum Teil in der Phytomasse speichern konnten. Die krautigen Pflanzen geben aber mehr Nährstoffe relativ schnell wieder frei, da sie nährstoffreicher und leichter abbaubar sind als die auf den Waldflächen dominierende, nährstoffarme Laub- und Nadelstreu (vgl. EGGERT 1989, LEIBUNDGUT 1953). Die Untersuchungen von IRRGANG (1990) zeigten, dass die Phytomasse der Kahlschlagvegetation mit bis zu 8 t Trockensubstanz pro ha wesentlich für den Energie- und Stoffhaushalt des Systems ist. Zusätzlich muss auf dem Schlag gemäss Kapitel 4.2.1.2. mit höheren Maximaltemperaturen gerechnet werden. Diese deuten nach GLAVAC

und KOENIES (1978) auf einen für die mikrobielle Zersetzung günstigeren Wärmehaushalt hin.

Die uneinheitlichen Tendenzen bei den **Stickstoffwerten** sind mit der grossen räumlichen und zeitlichen Variabilität des mineralisierten Stickstoffs zu erklären (vgl. Kap. 4.2.2., BILLO 1987, GLAVAC und KOENIES 1978).

Die durchwegs höheren **Wassergehalte** in den Bodenproben der Schlagflächen haben viele Ursachen und können die Aussagen verschiedener Autoren bestätigen: Mit einem Hiebereignis geht oftmals eine Vernässung durch fehlende Transpiration der Bäume (BRÜLHART 1969, ELLENBERG 1986, MITSCHERLICH et al. 1965/66) und "fehlende" Interzeptionsverluste (WILMANNS 1989, vgl. BENECKE 1984, BURGER 1931, MITSCHERLICH et al. 1965/66) einher. Wälder sind die grössten Wasserverbraucher aller terrestrischen Ökosysteme (vgl. KELLER 1964, NIEMANN 1988). Zusätzlich kann auf Schlagflächen durch geringere Luftbewegungen sogar mehr Regen fallen als im Freiland (GEIGER 1942). Weiter wird bei schwach bewachsenem Boden der Regen durch die Vegetation kaum gebremst und verdichtet die Bodenoberfläche durch Einschlammung von Feinerde in die Grobporen (KLÖTZLI 1968, vgl. BURGER 1923). Auch kann durch den Maschineneinsatz auf der Schlagfläche und durch das Rücken der Stämme eine zusätzliche Bodenverdichtung stattfinden. Die auf Schlagflächen grössere temperatur- und windbeeinflusste Evaporation i.e.S. (MITSCHERLICH et al. 1965/66, TOLVANEN und KUBIN 1990) wirkt diesen zumindest zeitweise vernässungsfördernden Effekten entgegen. Dadurch können die obersten Auflagehorizonte der entwaldeten Flächen austrocknen (GLAVAC und KOENIES 1978). Nach den Untersuchungen von BRÜLHART (1969) gleichen sich die Unterschiede bezüglich Wasserhaushalt zwischen Bestand und Kahlfläche im Jahresverlauf erst im Winter wieder aus.

5.3. VEGETATIONSENTWICKLUNG AUF SCHLAGFLÄCHEN

5.3.1. Sukzession oder Regeneration

Wie die obigen Ausführungen zeigen, wird durch das Schlagen der Bäume ein ganz neuer, besiedelbarer Standort geschaffen. Darauf beginnt eine spontan ablaufende **Sukzession**, die über verschiedene Entwicklungsphasen und -stadien zur Wiederbewaldung führt (DIERSCHKE 1988, ELLENBERG 1986, OBERDORFER 1978 und WILMANNS 1989). DIERSCHKE (1988) spricht in diesem Zusammenhang von einer **sekundären progressiven Sukzession**. Nach

SCHMIDT (1991) handelt es sich bei den sich auf solchen Flächen abspielenden Entwicklungen um **Regenerationen**, da "ein relativ naturnahes, reifes Ökosystem der Ausgangspunkt der weiteren Entwicklung ist". Eine sekundäre Sukzession beginnt nach ihm "in einer stark vom Menschen abgewandelten Vegetationsformation, die keine Waldarten mehr enthält. Hierzu zählen die ungestörten Brachland-Sukzessionen auf ehemaligen Acker-, Grünland- oder Heideflächen". In der vorliegenden Arbeit wird diese Unterscheidung nicht gemacht und im Zusammenhang mit der Vegetationsentwicklung auf Schlägen von einer sekundären Sukzession gesprochen.

5.3.2. Besiedlungsgeschwindigkeit und deren Bedeutung

Die Besiedlung der durch das Schlagereignis neu geschaffenen Standorte findet im allgemeinen rasch statt. Im Folgejahr sind selbst grosse Schläge meist schon von einer Pflanzendecke überzogen (WILMANNS 1989). Während ELLENBERG (1986) zunächst einen ausreichenden Lichtgenuss für eine erfolgreiche Ansiedlung der Waldlichtungskräuter und -gräser verantwortlich macht, sind für OBERDORFER (1978) die Boden- und Nährstoffverhältnisse ebenso wichtig. Er berichtet, dass eine ausgeprägte Entwicklung der *Epilobetea*-Gesellschaften nur bei hohem Lichtgenuss auf mehr oder weniger frischen, basenreichen Böden mit einer kräftigen Nährstoffmobilisierung stattfindet. Die Resultate der vorliegenden Arbeit bestätigten die Beobachtungen von OBERDORFER, indem sie zeigen, dass sich die **Pflanzenarten vor allem beim *Atropion* rasch ausbreiten** können. Nur in rund 14% der Aufnahmeflächen dieses Verbandes betrug der Anteil der vegetationslosen Stellen mindestens 10% (vgl. Tab. A im Anhang). Werden die durch Wurzelstöcke und Mahdeinflüsse verursachten Vegetationslücken nicht mitberücksichtigt, so verbleiben gerade noch die drei Aufnahmen 1352 (50% des Bodens vegetationsfrei), 6511 (40%) und 6311 (25%), deren Lücken anteilmässig 10% der Aufnahmefläche erlangten oder überschritten. Es handelt sich dabei durchwegs um Aufnahmen des ersten Sukzessionsjahres. Diese drei Flächen repräsentierten gerade noch 4% der *Atropion*-Aufnahmen. Bei den bodensauren Gesellschaften des *Epilobion* hingegen erreichten etwa 50%, nach Abzug der Anteile der Wurzelstock- und Mahdeinflussflächen noch rund 42% der Vegetationsaufnahmen diese 10% Schwelle. Zu ihnen gehörten auch ältere Schlagflächen.

Die oft langsamere Besiedlung der bodensauren ***Epilobion*-Gesellschaften** kann zum Teil auch der vorgängigen Nadelholzbestockung dieser Probe- flächen zugeschrieben werden (vgl. Tab. A im Anhang), da nach den Untersu-

chungen von IMBECK und OTT (1987) die angehäufte Nadelstreu zunächst ein schlechtes Keimsubstrat darstellt. War die Krautschicht im ehemaligen Waldbestand durch ungenügende Lichtverhältnisse nur sehr schwach ausgebildet oder fehlte sie sogar ganz, so verzögerte sich die Inbesitznahme der Schlagfläche durch die Vegetation zusätzlich.

Das normalerweise schnelle Wiederaufkommen einer Pflanzendecke hat landschaftsökologisch eine **wichtige Funktion**, da dadurch der freigelegte Boden vor allzu starker Erosion geschützt wird (WILMANNS 1989, vgl. SCHÄDELIN 1922). Weiter können die nach einem Hieb freigesetzten Nährstoffe in die Biomasse der oft üppigen Schlagvegetation eingebaut werden. Somit wird die Auswaschung der löslichen Elemente in Grenzen gehalten (vgl. Kap. 5.2.2. und IRRGANG 1990). Die Gefahr einer Nährstoffauswaschung ist im *Epilobion* also grösser als im *Atropion*, einerseits durch die tieferen, die Löslichkeit der Nährlemente beeinflussenden pH-Werte, andererseits durch die geringere Biomasse der Schlagvegetation (siehe oben).

Auch fördert die Schlagflora in der Regel die Naturverjüngung durch das Schaffen eines für die Sämlinge von Holzarten günstigen Mikroklimas (SCHÄDELIN 1922, WILMANNS 1989).

5.3.3. Der Einfluss von Pflegeeingriffen

Wie die Dauerflächenuntersuchungen der vorliegenden Arbeit zeigen, können Artenmaxima durch starke Entbuschungs- und Mahdeingriffe auch in späteren Jahren noch auftreten (vgl. Kap. 4.1.5.1.). Durch das vermehrte Licht- und Raumangebot nach solchen Pflegemassnahmen werden für die kurzlebigen und lichtbedürftigen Arten wieder bessere Bedingungen geschaffen. Es kann also von einer eigentlichen "**Verjüngung des Schlasses durch Entbuschungs- und Mahdeingriffe**" gesprochen werden. Auch DIERSCHKE (1988) stellte bei einer Auflichtung im Schlag eine erneute Artenzunahme fest. Die meisten Schlagflächen unterliegen solchen Pflegeeingriffen, die zudem zu verschiedenen Zeitpunkten bezüglich Vegetationsperiode und Schlagalter unterschiedlich oft und intensiv durchgeführt werden. Dies macht die Schlagsukzession noch schwieriger überschaubar, als sie wegen der Formenvielfalt und Zufälligkeit der Vegetation bereits ist. Um die durch Pflegemassnahmen verursachte "Verjüngung der Vegetation" mitzuberücksichtigen, scheint es deshalb sinnvoll, sukzessive Veränderungen nicht nach dem Schlagalter sondern bezüglich der Strauchsichtdeckung auszuwerten. So wird versucht, dem äusserst wichtigen Lichtfaktor gerecht zu werden. Ist zum Beispiel zum

Zeitpunkt des Schlages bereits eine üppige Naturverjüngung in der Strauchschicht vorhanden, so werden die Schlagenschaften (Artenzahl, Artenverteilung nach ökologischen Gruppen sowie mikroklimatische und bodenkundliche Verhältnisse) weniger stark verändert als auf einer vegetationsfreien Schlagfläche. Solche Schlagflächen stimmen also viel eher mit denjenigen gleicher Strauchschichtdeckung überein als mit solchen gleichen Alters ohne ausgeprägte Naturverjüngung.

Mittels der Strauchschichtdeckung kann aber nicht immer vorbehaltlos auf die herrschenden Schlagverhältnisse geschlossen werden. Nach Pflanzungen auf einer Fläche ohne etablierte Schlagflora wird zum Beispiel der Anteil von Pionierarten eher unterschätzt, bei Hemmung des Strauchaufkommens durch eine dichte Kahlschlagvegetation von zum Beispiel *Agrostis stolonifera*, *A. tenuis* (KLÖTZLI mündl.) oder *Calamagrostis epigeios* (WILMANNS 1989) eher überschätzt. Es ist aber auch nicht immer einfach, dass wirkliche Schlagalter herauszufinden.

5.3.4. Syndynamische Entwicklungen

Aus den Auswertungen nach der Strauchschichtdeckung war es möglich, den Sukzessionsverlauf auf Schlagflächen tendenziell für die ersten Jahre zu beschreiben (vgl. Kap. 4.1.3.2. und 4.1.3.3.). Weitere interessante Hinweise könnten sich durch das Beziehen der vor dem Hieb bestehenden Waldvegetation ergeben. Da keine solche Daten vorlagen, wurden die acht Waldaufnahmen von Kapitel 4.2.3. (vgl. Tab. C im Anhang) beigezogen. Zumindest tendenzielle Aussagen sind bei dieser Methode sicher zulässig. Um eine visuelle Betrachtung zu ermöglichen, wurde die Figur 9 mit diesen acht Waldaufnahmen ergänzt (Fig. 24). Im folgenden werden die Vegetationsveränderungen nach einem Schlag bezüglich der Artenzahl und den neun ökologischen Gruppen kurz diskutiert (vgl. Kap. 4.1.3.3.). Dabei ist zu berücksichtigen, dass hier nur die **durchschnittlichen Beobachtungen** angesprochen werden. Der Einzelschlag kann sehr wohl und auch deutlich durch die Mannigfaltigkeit der sukzessionsbeeinflussenden Faktoren von diesem Schema abweichen. So erreichte zum Beispiel die *Rubus fruticosus* s.l.-Deckung auf der Schлагаufnahmefläche 1333 bereits im zweiten Sukzessionsjahr 80% (vgl. Tab. B im Anhang).

Für die Interpretation der Auswertungsresultate ebenfalls von Bedeutung ist die gewählte **Gewichtung** (vgl. Kap. 3.4.). Ökologischen Gruppen mit nur wenigen Arten dafür hohen Deckungswerten wurde weniger Bedeutung beigemessen als Gruppen mit vielen Arten aber geringeren Deckungswerten.

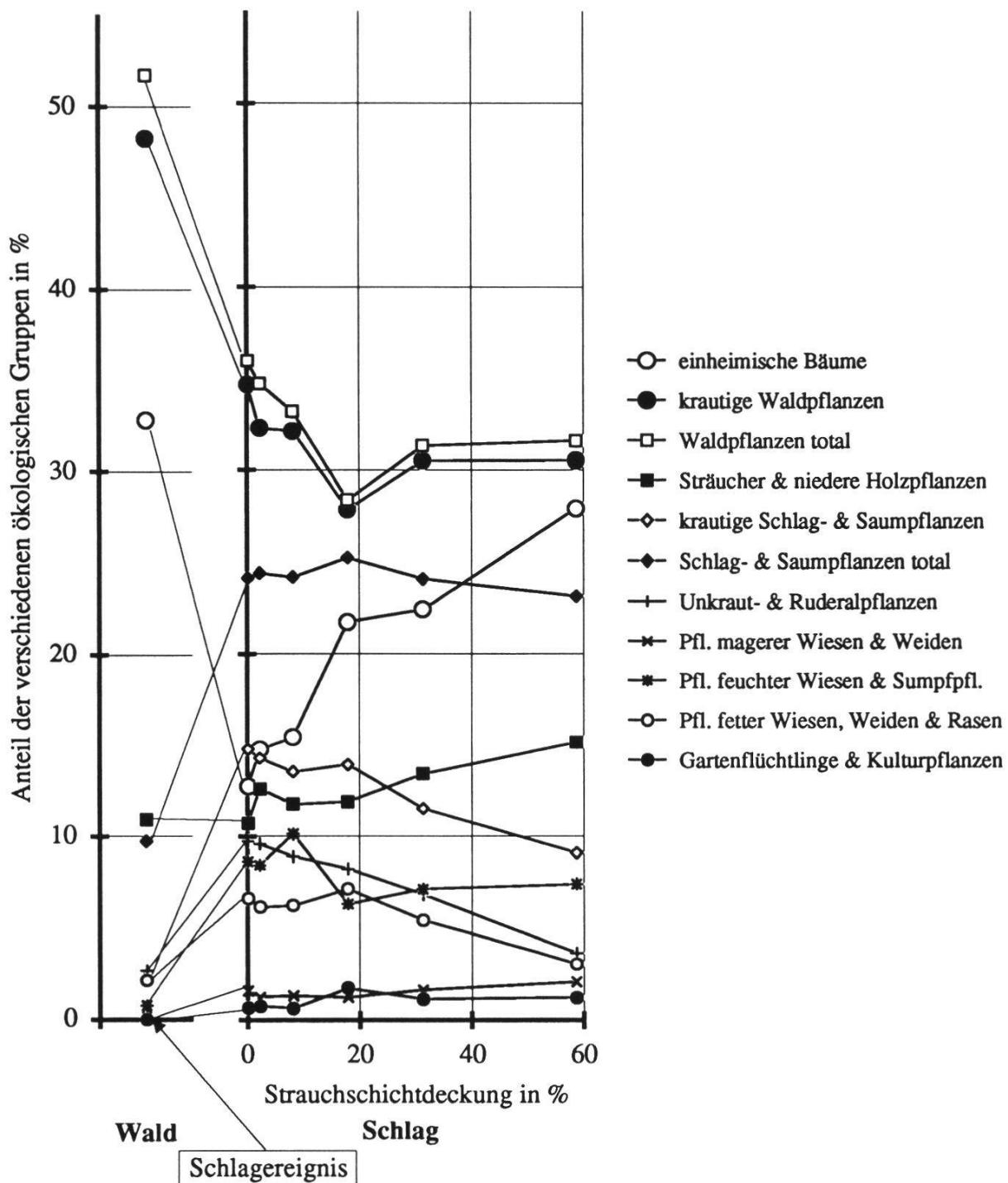


Fig. 24. Entwicklung der ökologischen Gruppen auf Schlagflächen in Abhängigkeit der Strauchschichtdeckung (gewichtete Auswertung). Links sind die durchschnittlichen Bedingungen der acht Waldflächen angefügt.

Die Gruppen der "Waldpflanzen total" und der "Schlag- und Saumpflanzen total" enthalten sowohl holzige wie auch krautige Pflanzen ohne die "einheimischen Bäume".

Development of ecological groups on clearings, according to the shrub layer coverage (weighted interpretation). The average conditions of eight clearings are included on the left.

The groups "Waldpflanzen total" (all forest species) and "Schlag- und Saumpflanzen total" (species of woodland clearings) include woody plants as well as herbs without the "einheimische Bäume" (indigenous forest trees).

Dies führte dazu, dass die "einheimischen Bäume" bei dieser Auswertungsvariante auch im Wald durchschnittlich geringere prozentuale Anteile an der Gesamtflora erreichten als die meist zahlreicheren "krautigen Waldpflanzen". Bei der **Eroberung des neuen Standortes** wird die Krautschicht der ehemaligen Waldgesellschaft von einer Schlagflora und einer meist reichhaltigen Begleitflora überlagert (vgl. TÜXEN 1950). Die bereits vor dem Schlag wachsenden Waldpflanzen werden durch die sich ihnen überlagernde Schlag- und Begleitflora im allgemeinen nicht verdrängt (vgl. Kap 4.2.3.). WERNER et al. (1989) konnten in 25 Dauerflächen auf einer Schlagfläche vor allem eine Konstanz oder Zunahme der Waldarten in der Krautschicht beobachten. Durch das Aufkommen vieler Pflanzenarten anderer ökologischer Gruppen nimmt ihr prozentualer Anteil aber anfänglich deutlich ab (vgl. Fig. 24). Trotzdem bleiben die **Waldpflanzen** durchschnittlich die wichtigste der neun ausgeschiedenen ökologischen Gruppen, da auch einige zusätzliche Waldarten neu aufkommen können. Allgemein ist zumindest auf mittleren Standorten eine sprunghafte Zunahme der Artenzahl zu beobachten (vgl. Tab. C im Anhang).

Kurzlebige Arten wie die "Unkraut- und Ruderalpflanzen" können sich im freien Raum rasch einnischen. Demgegenüber ist bei den "Sträuchern und niederen Holzpflanzen" ein anteilmässiger Anstieg erst in späteren Sukzessionsstadien zu beobachten. Sie können die verbesserten Standortsbedingungen nicht so schnell ausnutzen. Die kurzlebigen Arten sind aber auf eine periodische Neukeimung angewiesen und haben darum im allgemeinen gegen die zur langfristigen Biomasseakkumulation befähigten Arten im Sukzessionsverlauf keine Chance (IRRGANG 1990, vgl. auch PASSARGE 1981).

Die rasche Besiedlung und Ausbreitung der Pflanzen verursacht, dass die kurzlebigen Arten durch die zunehmende Konkurrenz schnell wieder verdrängt werden und damit das **Artenmaximum** im Durchschnitt bereits in den beiden ersten Jahren bei noch geringer Strauchschichtdeckung erreicht wurde (vgl. Kap. 4.1.3.2. und 4.1.5.1.). Während auf den zwei Schlagdauerflächen von DIERSCHKE (1988) erst im dritten Jahr am meisten Pflanzenarten wuchsen, konnte MARKOWSKI (zit. in PIOTROWSKA 1978) sowohl eine quantitative wie auch qualitative Zunahme des Anteils kurzlebiger Pflanzenarten bereits im zweiten Sukzessionsjahr aufzeigen, gefolgt von einer plötzlichen Abnahme im dritten und vierten Jahr. **Mehrjährige lichtbedürftige Arten** hingegen können auch bei ungünstigen Bedingungen noch ein bis zwei Jahre in schlechtem Zustand überleben (LANDOLT mündl.). Ihr Rückgang ist also gegenüber einjährigen Pflanzen mit gleichen Standortsansprüchen zeitlich verschoben.

Auch die "Fettwiesenpflanzen", die "Pflanzen feuchter Wiesen und Sümpfe" sowie die "krautigen Schlag- und Saumpflanzen" konnten die geeigneten Standortsbedingungen rasch nutzen. Während die lichtbedürftigen "Fettwiesenpflanzen" ähnlich den "Unkraut- und Ruderalpflanzen" schnell wieder verdrängt wurden, zeigten die "Pflanzen feuchter Wiesen und Sümpfe" keine einheitlichen Entwicklungstendenzen. Dies liegt wahrscheinlich daran, dass es sich bei den Vertretern der letztgenannten Gruppe (vgl. Tab. 4 in Kap. 4.1.1.) zu rund 80% um Voll- und Halbschattenpflanzen handelte, die zum grossen Teil auch in späteren Sukzessionsstadien noch ansamen können und recht konkurrenzstark sind (KLÖTZLI mündl.). Die "krautigen Schlag- und Saumpflanzen" fielen anteilmässig nicht so rasch wieder auf das Waldniveau wie die "Unkraut- und Ruderalpflanzen". Zusätzlich wurde ihr Rückgang nach dem bekannten Sukzessionsmuster kompensiert durch holzige Schlag- und Saumpflanzen (vgl. Kurvenverlauf "Schlag- und Saumpflanzen total"), die den Hauptteil der Gruppe der "Sträucher und niederen Holzpflanzen" ausmachten (vgl. Kap. 4.1.3.1.).

Die Gruppe der "Pflanzen magerer Wiesen und Weiden" sowie der "Gartenflüchtlinge und Kulturpflanzen" blieben im Durchschnitt unbedeutend.

Die Deckung der "einheimischen Bäume" nimmt durch den Hieb natürlich deutlich ab. Ihre Bedeutung steigt aber durch das rasche Wachstum dieser Pflanzen in der Kraut- und Strauchschicht sowie durch die zunehmende Eigenbeschattung der Schlagflora und dem damit verbundenen Rückgang von kurzlebigen Arten schnell wieder an. Durch Pflanzungen und Pflegemassnahmen der Förster wird diese Gruppe in der Regel zusätzlich gefördert.

Die **Zunahme der Artenvielfalt** auf Schlagflächen konnte auch durch den Vergleich von acht Schlägen mit acht direkt benachbarten Waldbeständen auf ähnlichem Standort gut dokumentiert werden, obschon einige Schläge bereits älter und deshalb wahrscheinlich nicht mehr im Stadium des Artenmaximums waren (vgl. Kap. 4.2.3. und Tab. C im Anhang). MOOR (1981) entdeckte in einem Eichen-Hagebuchenwald 55 Arten, auf einer 16 Aren grossen Schlagfläche dieses Bestandes 139 Arten, davon 90 neue. Demgegenüber konnten auf den acht Waldflächen der vorliegenden Arbeit insgesamt 82 Pflanzenarten bestimmt werden, auf den benachbarten Schlagflächen deren 209 (vgl. Tab. C im Anhang). 136 Arten wurden nur in den Schlägen gefunden, neun nur in den Waldaufnahmeflächen. Das Fehlen dieser neun Arten (*Crataegus oxyacantha*, *Lonicera xylosteum*, *Campanula trachelium*, *Melica nutans*, *Vicia sepium*, *Evonymus europaea*, *Polytrichum formosum*, *Thuidium tamariscinum* und *Vaccinium myrtillus*) auf den Schlagflächen scheint zumindest bei

den Samenpflanzen rein zufällig zu sein, waren sie doch in anderen Schlägen öfters anzutreffen. Einzig bei den beiden Moosen *P. formosum* und *T. tamariscinum* ist auch ein Rückgang als direkte Folge des Schlagereignisses plausibel.

Die markante Zunahme der Artenzahl auf Schlagflächen wird durch die fehlende Spross- und nur geringe Wurzelkonkurrenz auf diesem offenen Standort ermöglicht (MOOR 1981). Auch die Lichtverhältnisse im Wald sind an dieser Stelle aber nicht zu vernachlässigen, da sie die Ausgangszahl (Artenzahl im Wald) beeinflussen. Zusätzlich hängt die Zunahme der Artenzahl nach erfolgtem Schlag aber auch von den herrschenden Bodeneigenschaften (sowohl im Wald wie auch auf der Schlagfläche), den Witterungsbedingungen sowie vom Artenpotential der Umgebung und vom Diasporenvorrat des Bodens ab. Die Bedeutung des Artenpotentials der Umgebung zeigte sich besonders ausgeprägt bei den "Gartenflüchtlingen" (ohne die auf der Fläche angepflanzten Kulturpflanzen). So konnten auf den Schlagflächen um die Stadt Zürich mit Agglomeration sowie um Bülach rund dreimal soviele "Gartenflüchtlinge" verwildern wie auf den übrigen Schlägen. Zusätzlich wird das Aufkommen dieser Pflanzen durch die Einflüsse des sommerwärmeren und wintermilderen Stadtklimas oftmals begünstigt (vgl. LANDOLT 1991b, 1992).

5.4. SAMENVORRAT

Die durchschnittliche **Samendichte** wurde für die Bodenschicht bis 10 cm aus den keimfähigen Samen ermittelt. Sie war in den sechs Untersuchungsflächen, deren Proben nicht durch leichtes Mörsern beeinflusst wurden, ziemlich gross. Die Samendichte lag zwischen 3627 Samen pro m^2 im jungen Fichtenforst bzw. 4251 Samen pro m^2 im Hochwaldbestand 1519 und 9989 Samen pro m^2 im oberen Teil der samenreichsten Schlagfläche 1120. FISCHER (1987) fand in einem *Melico-Fagetum allietosum* im Göttinger Wald vergleichbare Werte: 2325 Samen pro m^2 in den ersten 6.2 cm, 10420 Samen pro m^2 in den ersten 20.2 cm. Im von ihm ebenfalls untersuchten *Melico-Fagetum typicum* waren die Samendichten leicht höher. In der Arbeit von FISCHER (1987) findet sich auch eine Übersicht über den Gehalt des Bodens an keimfähigen Diasporen unter verschiedenen Waldgesellschaften (vgl. auch URBANSKA 1992). Daraus schloss er, dass das Diasporenreservoir der Wälder des gemässigten Klimas in N-Amerika, Europa, Japan und Australien in den oberen 5 bis 10 (bis 15) cm des Bodens unter 1 m^2 Fläche meist einige 100 bis einige 1000,

aber nur selten mehr als 5000 keimfähige Diasporen enthält. Der Anteil der Sporen und vegetativen Organe an diesen Zahlen wird aber nicht ersichtlich. Der Samenvorratversuch der vorliegenden Arbeit ergab **für die Schlagflächen durchwegs höhere Keimlingzahlen** als in den entsprechenden Waldbeständen. Diese höheren Keimlingzahlen und deren Artenzugehörigkeit zeigen, dass die üppige Schlagflora bereits nach zwei Vegetationsperioden (Schlag 1120) einen reichhaltigen Samenvorrat anlegen konnte. Damit ist aber noch nichts gesagt über die **Überdauerungsfähigkeit dieser Samen**. THOMPSON und GRIME (1979) definierten als erste eine Klassifikation von Diasporenbanktypen am Beispiel mitteleuropäischer Samenpflanzen (POSCHLOD 1991a). Aufgrund der Phänologie der Diasporenbank unterschieden sie eine vorübergehende (transient seed bank) und eine dauerhafte Samenbank (persistent seed bank). Bei beiden Klassen wurden zwei Typen definiert. Typ 1 umfasst Arten, die sofort nach dem Samenfall im Sommer oder Herbst noch keimen und auflaufen können. Dem Typ 2 werden die Arten zugeschrieben, die zum grössten Teil den Winter als Samen überdauern und erst im Frühjahr auflaufen oder aber eine angeborene Dormanz besitzen.

Wichtig für die Interpretation einer Samenbank ist auch der **Zeitpunkt der Probennahme**. Die meisten Autoren empfehlen eine Probennahme im Frühjahr (POSCHLOD 1991a). Da bei der vorliegenden Arbeit die Bodenprobennahme im März erfolgte, wurden die Arten der vorübergehenden Samenbank des Typs 1 nicht erfasst. Die aus diesen Untersuchungen resultierende Samenbank konnte also sowohl dauerhafte Samen als auch vorübergehende Samen des Typs 2 enthalten.

Die Feststellung von FISCHER (1987), dass zwischen dem **Samenreservoir** von Waldbeständen und der **aktuellen Vegetation** nur wenig Ähnlichkeit besteht, konnte anhand dieser Untersuchungen bestätigt werden. Nur in der Waldfläche 1519 konnte eine gewisse Ähnlichkeit der vertretenen Pflanzenarten beobachtet werden (vgl. Tab. 12 und 15). Der nachgewiesene Samenvorrat der drei Waldbestände umfasste zwischen 23 und 35 Arten, gesamthaft 57 (vgl. Tab. 12, 15 und 17). In der aktuellen Vegetation wuchsen zwischen einer und 35 Samenpflanzenarten, gesamthaft aber nur 39. Die Tatsache, dass höchstens rund die Hälfte der Arten der aktuellen Waldvegetation auch im Samenvorrat der entsprechenden Fläche nachweisbar waren, scheint von den Eigenschaften der Waldarten abhängig zu sein. Nach BIERZYCHUDEK (1982) produzieren Waldbodenarten nur relativ wenige und zudem kurzlebige Samen, während für Schlagpflanzen das Anlegen einer Samenbank typisch zu sein scheint (WILMANNS 1988). Allgemein sind Arten von wenig störanfälli-

gen Ökosystemen gar nicht auf eine dauerhafte Samenbank angewiesen (POSCHLOD 1991a). Es sprechen aber auch einige Gründe dafür, dass der zum Zeitpunkt der Probennahme vorliegende **Samenvorrat nicht vollumfänglich erfasst** werden konnte, obschon mit den 15 Proben pro Untersuchungsobjekt $\approx 95 \text{ cm}^2$ bzw. 950 cm^3 eine im Vergleich zu anderen Arbeiten (z.B. FISCHER 1987, POSCHLOD und JORDAN 1992) ähnliche Flächen- und Volumengröße gewählt wurde:

- Die grosse **Heterogenität** der Proben (vgl. Tab. 13 und Fig. 23): So konnten in den drei Waldflächen zwischen fünf und zehn Arten nur als Einzelindividuum nachgewiesen werden (Tab. 12) und mindestens 25% der gefundenen Arten waren nur in einer Probe vertreten (Tab. 17).
- Die **Tiefenverteilung der Samen**: Nach den Untersuchungen von FISCHER (1987) steigt die Samenzahl im *Melico-Fagetum allietosum* durch die verschiedenen *Juncus*-Arten bis in eine Tiefe von 20 cm an. Im ebenfalls von FISCHER getesteten *Melico-Fagetum typicum* war bei Mitberücksichtigung der sehr zahlreichen *Juncus*-Keimlinge die Bodenschicht in 7 bis 13 cm besonders diasporenreich. Es sind also zusätzliche Samen und damit möglicherweise auch weitere Arten in tieferen Schichten als den in der vorliegenden Arbeit untersuchten ersten 10 cm zu erwarten.
- Die **arttypischen Keimungsbedingungen und Keimruhen**: Es ist möglich, dass nicht alle potentiell keimfähigen Diasporen bei den gewählten Kulturbedingungen (Temperatur und Temperaturwechsel, Licht und Lichtrhythmus, Bewässerung usw.) auskeimen konnten (vgl. FISCHER 1987). Eventuell unterlagen gewisse Samen während der ganzen Expositionsdauer einer programmierten Keimruhe (innate dormancy).
- **Mögliche Konkurrenzerscheinungen**: Zusätzlich können nach FISCHER (1987) die in diesem Versuch erst sehr spät entfernten, heranwachsenden Pflanzen einen negativen Einfluss auf weitere Keimungserfolge ausgeübt haben.
- Die **Methodenwahl**: Meist ergibt das Auflaufverfahren geringere Mengen keimfähiger Samen als die physikalischen Trennmethoden (POSCHLOD 1991a).

Weiter fehlten in der **aktuellen Vegetation** der drei Waldflächen zwischen 18 und 33 im **Samenvorrat** nachgewiesene Pflanzenarten (vgl. Tab. 15 und Kap. 4.3.4.). Die in der aktuellen Vegetation viel artenreicheren Schläge enthielten im Samenvorrat immer noch zwischen drei und 13 zusätzliche Arten. Diese konnten sich also die Schlagbedingungen noch nicht zunutze machen oder waren in der aktuellen Vegetation bereits wieder verschwunden. Die 15 Arten

Arabidopsis thaliana, *Arctium minus*, *Cardamine hirsuta*, *Deschampsia flexuosa*, *Digitalis purpurea*, *Erigeron* sp., *Hypericum humifusum*, *Juncus articulatus*, *Lathyrus silvester* s.l., *Oxalis europaea*, *Paulownia tomentosa*, *Sagina procumbens*, *Solidago serotina*, *Sonchus oleraceus* und *Stellaria media* konnten auf den acht Untersuchungsflächen nur in den Bodenproben nachgewiesen werden. Während die zwei Arten *Solidago serotina* und *Stellaria media* in den Schlagflächen des übrigen Untersuchungsgebietes öfters, das heisst in über 20% der Aufnahmeflächen anzutreffen waren, wurden die beiden Arten *Arabidopsis thaliana* und *Lathyrus silvester* s.l. einzig im Samenvorratversuch gefunden (vgl. Tab. 4). Da die 15 Arten weder ökologisch noch entwicklungsbiologisch eine Einheit bilden, muss ihr Fehlen in der aktuellen Vegetation dem Zufall zugeschrieben werden. Das häufige Auftreten von *Oxalis europaea* am Ende des zweiten Expositionsjahres (vgl. Tab. 12) muss zum Teil einem einzelnen, überraschend früh zur Samenreife und -verbreitung gelangten Exemplar zugeschrieben werden, das zu spät entfernt wurde.

Im Samenversuch fehlten gesamthaft 69 Arten der aktuellen Vegetation der acht Untersuchungsflächen, wenn die beim Keimungsexperiment nicht unterschiedenen Arten auch in der aktuellen Vegetation zusammengefasst und die zum Teil nur bis zur Gattung bestimmten Arten ebenfalls zugeordnet werden (vgl. Kap. 4.3.1.). Ein überdurchschnittlich grosser Teil davon (27 Arten) waren verholzte Pflanzen. Trotzdem scheint der **Samenvorrat im Waldboden** mit seinem gegenüber der Waldvegetation zusätzlichen Artenpotential für die Erstbesiedlung des neu geschaffenen Schlagstandortes von **zentraler Bedeutung** zu sein. Die grosse Samendichte und die rasche Besiedlung des Standortes (vgl. Kap. 5.3.2.) sowie die buchstäblich schlagartige Herdenbildung von Pionieren, die in der Umgebung spärlich vertreten waren (vgl. AICHINGER 1933, WILMANNS 1989), stützen diese Theorie. Mit Hilfe der Samenbank können Pflanzenarten mehr oder weniger gut an zeitliche Isolationseffekte angepasst sein (POSCHLOD 1991b). Zwar ist ein grosser Teil der Blütenpflanzen anemochor - z.B. von den 1722 in verbreitungsbiologischer Hinsicht erfassten Blütenpflanzen des Kantons Graubünden mehr als die Hälfte (MÜLLER-SCHNEIDER 1986) - ihre **Fernverbreitung** durch den Wind wurde aber bisher viel zu sehr überschätzt (FISCHER 1987, POSCHLOD 1991b, POSCHLOD und BINDER 1991). Die Zoochorie scheint für die Fernverbreitung in terrestrischen Ökosystemen eine wesentlich grössere Rolle zu spielen (POSCHLOD 1991b). Die Untersuchungen von FISCHER (1987) zeigten, dass die Früchte der meisten anemochoren Arten nur über relativ kurze Strecken transportiert werden und

Samen bestandesfremder Krautschichtarten nur ausnahmsweise eingetragen werden. Der Samenniederschlag in den von FISCHER beobachteten Pflanzenbeständen enthielt zu mindestens 95% Samen und Früchte von Pflanzenarten, die auf einer 1 m² grossen Fläche mit der Samenfalle im Zentrum wuchsen. Einzelne wind- oder wasserverdriftete und von Tieren oder vom Menschen eingeschleppte Diasporen ("invaded seeds") können den Samenvorrat aber ergänzen (FISCHER 1987). Vor allem bei Stürmen können Samen über weite Strecken transportiert werden (LANDOLT mündl.).

5.5. SYNTAXONOMISCHE GLIEDERUNG

Die syntaxonomische Gliederung der Schlagaufnahmen bereitete einige Schwierigkeiten. In verschiedenen Arbeiten wurde schon auf dieses Problem hingewiesen (DIERSCHKE 1988, OBERDORFER 1978, PFEIFFER 1936 u.a.). Beim bodensauren *Epilobion* war eine pflanzensoziologische Gliederung noch gut möglich, da auch bei fehlender Konkurrenz durch extreme Bodenbedingungen (z.B. zuwenig Nitrat-Stickstoff, AICHINGER 1933, WILMANNS 1989) das Aufkommen gewisser Arten verhindert werden kann. Mit Hilfe der zahlreichen azidophilen Assoziationstrennarten konnten drei Ausbildungen einer *Carex pilulifera*-Schlaggesellschaft einfach von den übrigen Hiebgesellschaften abgetrennt werden (vgl. Kap. 4.1.4.). Diese Ausbildungen gehörten zum *Sencionia silvatici-Epilobietum angustifolii* (Tx. 50) (vgl. OBERDORFER 1978). Beim *Atropion* hingegen fielen die Versuche für eine vernünftige Aufgliederung vor allem auf mittleren Standorten unbefriedigend aus. Dies hat verschiedene Ursachen:

- Definitionsgemäss sind Pflanzengemeinschaften gesetzmässig von ihrer Umwelt abhängige, konkurrenzbedingte Kombinationen von Pflanzenarten (ELLENBERG 1956). Trotzdem können auch konkurrenzarme Standorte (z.B. verschiedene Ruderal- und Segetalfluren sowie die Einjährigefluren in den Auen) pflanzensoziologisch beschrieben werden. Auf den in dieser Arbeit vorwiegend untersuchten jungen Schlägen hatten sich die **Konkurrenzbedingungen** oft noch nicht vollumfänglich eingestellt. Dies führte zu einer Erschwerung der Assoziationsfassung.
- Bei den offenen, neugeschaffenen Schlagflächen handelt es sich um Pionierflächen. Vor allem diejenigen des *Atropion* wurden wegen ihren günstigen Standortsbedingungen zunächst von nahezu allen Arten besiedelt. Die von PASSARGE (1981) beschriebene Eigenständigkeit der Pionierfluren

konnte aber auf den untersuchten Schlagflächen nur in Ansätzen beobachtet werden, da bereits im ersten Sukzessionsjahr beinahe die ganze **Artenpalette** vertreten war (vgl. Kap. 4.1.3.2. und Kap. 4.1.5.1). Erschwerend wirkte auch, dass die Pflanzen der vorhergehenden Waldgesellschaft in stark unterschiedlichem Ausmass an der Pflanzengemeinschaft des neu geschaffenen Standortes teilhatten. Die Verteilung der verschiedenen ein- und mehrjährigen Arten war je nach Ausbreitungsstrategie und Zeitpunkt des Aufkommens sehr inhomogen. Hatte sich eine Konkurrenzsituation eingestellt, so konnten sich bereits etablierte, mehrjährige Arten auch bei ungünstigen Standortsverhältnissen noch einige Jahre auf der Fläche halten, während vor allem kurzlebige Arten verdrängt wurden (vgl. Kap. 5.3.4.). Da auch die Standortsbedingungen einem stetigen Wandel unterworfen sind, konnte sich nur in selten Fällen ein Gleichgewicht zwischen der Vegetation und den Standortsbedingungen ausbilden. Für eine syntaxonomische Beurteilung wäre aber normalerweise eine floristisch gut definierte, über längere Zeit hinweg relativ stabile Gesellschaften wichtig (DIERSCHKE 1988).

- Zusätzlich waren die Schlagflächen meistens durch ein standortskundlich **kleinräumiges Mosaik** geprägt (vgl. PASSARGE 1981). So können sich die Bodeneigenschaften je nach vorheriger Bestockung durch die unterschiedliche Streuauflage einzelbaumweise verändern (vgl. PANKOW 1991). In Wurzelstocknähe sind (z.B. durch den Stammabfluss) weitere lokale Bodenunterschiede möglich. Beim Schlageingriff ergeben sich zusätzliche Standortdifferenzierungen durch Verdichtungen, Bodenverwundungen, verschiedene Lager- und Brandplätze etc. Auch wirkt sich der umgebende Waldbestand (je nach Lage z.B. mikroklimatisch) und die Fauna unterschiedlich auf die standörtlichen Bedingungen aus.

Trotz dieser für syntaxonomische Gliederungen ungünstigen Eigenschaften der Schlagflächen wurde bis heute eine grössere Zahl von Schlaggesellschaften beschrieben. Dies liegt sicher daran, dass jeweils nur gut unterscheidbare Phasen und Stadien untersucht wurden, Zwischenphasen als "Gemische" aber keine Berücksichtigung fanden (DIERSCHKE 1988). Die in der vorliegenden Arbeit angetroffenen Probleme bei der Eingliederung der Aufnahmen in Schlaggesellschaften liegen sicher auch darin begründet, dass auf die Erhebung von **Fragmentgesellschaften** und auf das Entfernen schwierig einzuordnender Vegetationsaufnahmen bei der **Tabellenarbeit** bewusst verzichtet wurde. Gerade auf mittleren Standorten wird so eine Assoziationsfassung aber schwierig.

5.6. BEDEUTUNG DER SCHLAGFLUREN FÜR DEN NATURSCHUTZ

In Naturschutzkreisen sind Flächenhiebe verpönt (BROGGI und WILLI 1993, SBN 1989), da es sich um eine radikale Methode handelt, die oftmals mit Einzäunungen und Aufforstungen standortsfremder Bäume verbunden ist. Zusätzlich wird dabei der dunkle Altersklassenwald gefördert, der eher zur Einschichtigkeit neigt (BROGGI und WILLI 1993). Die Schlagfluren sind aber meist sehr **artenreich**. Der Durchschnitt lag bei 50.3 Pflanzenarten auf 50 m² bzw. bei 81.0 Arten für die ganze Schlagfläche (vgl. Kap. 4.1.1.). Gesamthaft liessen sich auf den 113 Schlagflächen 492 Arten nachweisen. Deshalb wird der Naturschutzaspekt von Schlagfluren im folgenden etwas differenzierter betrachtet.

Eine Beurteilung der Schlagflächen als Überdauerungsort von gefährdeten Arten wird durch die je nach Region zum Teil unterschiedlichen Gefährdungsgrade nur durch eine getrennte Bewertung der acht Schlagflächen der Nordostschweiz (Aufnahmen von Bülach, Schlattingen und Diessenhofen) und denjenigen des östlichen Mittellandes (restliche 105 Aufnahmen) möglich. Den **Roten Listen** von (LANDOLT 1991a, Farne und Blütenpflanzen) und (URMI 1992, Moose) konnte entnommen werden, dass 60 (12.6%) der 475 in den Schlagflächen des östlichen Mittellandes gefundenen Arten und 13 (5.8%) der 223 in den acht Aufnahmeflächen der Nordostschweiz vorkommenden Arten in irgend einer Form als gefährdet eingestuft werden (vgl. Tab. 19). Dabei wurden auch die durch ihre Attraktivität geschützten sowie die seltenen, die nur unbeständig oder neu eingeschleppt sind, berücksichtigt.

Für die Nordostschweiz besonders erwähnenswert ist der Fund von *Ranunculus polyanthemophyllum*, der in dieser Region als ausgestorben galt. Zusätzlich konnte in sieben der acht Schläge der Neophyt *Epilobium adenocaulon* gefunden werden, obschon diese Art in der Roten Liste der Nordostschweiz (LANDOLT 1991a) als "nicht vorhanden" deklariert ist. Ob sich diese Art in den letzten Jahren so stark ausgebreitet hat oder ob sie wegen der nicht eindeutigen systematischen Gliederung der *Epilobium obscurum*-Gruppe nicht beachtet wurde, müsste noch abgeklärt werden (vgl. auch Kap. 3.1.).

Im folgenden wird versucht, anhand der 105 Untersuchungsobjekte des östlichen Mittellandes **allgemeingültige Aussagen** zu machen:

In den Schlagflächen wird vielen **gefährdeten Pflanzen** ein Aufkommen ermöglicht. Die meisten dieser Arten konnten aber nur in einigen wenigen Schlägen gefunden werden (vgl. auch Tab. 4). Die Bedeutung der Hiebflä-

Tab. 19. Gefährdungsgrade der gefundenen Pflanzen- und Moosarten nach den Roten Listen von LANDOLT (1991a) und URMI (1992) für die beiden Regionen östliches Mittelland und Nordostschweiz.

Degrees of endangerment of the plant and moss species found, according to the Red Lists of LANDOLT (1991a) and URMI (1992) for the two regions Eastern Midland and Northeastern Switzerland.

Gefährdung	Ort	östliches Mittelland 105 Schlagflächen		Nordostschweiz 8 Schlagflächen	
		Artenzahl	Prozent	Artenzahl	Prozent
ausgestorben (Ex)		-	0	1	0.4
stark gefährdet (E)		2	0.5	-	0
gefährdet (V)		21	4.4	4	1.8
selten (R)		17	3.6	-	0
attraktiv (A)		5	1.1	4	1.8
selten, jedoch nur unbeständig oder neu eingeschleppt		11	2.3	3	1.3
nicht vorhanden		4	0.8	1	0.4
Total gefährdete Arten	60	12.6		13	5.8
Nicht gefährdete Arten	387	81.5		210	94.2
Arten, ohne Angaben in der Roten Liste	28	5.9		0	0
Artentotal	475	100		223	100

chen für das Überdauern dieser seltenen Schlagbegleiter scheint gering, da die Bedingungen für diese Pflanzen in der Regel nur temporär günstig bleiben. Danach wird ein Überleben nur durch das Auswandern in eine kleine Waldauflichtung, in eine benachbarte Schlagfläche, in die oft angrenzende Wegrandflora sowie in ein anderes, nahegelegenes und geeignetes Biotop oder aber durch das Anlegen eines dauerhaften Samenvorrates ermöglicht (vgl. Kap. 4.3. und 5.4.). Dabei gilt aber zu berücksichtigen, dass nicht alle Arten, sondern vor allem diejenigen mit vergleichsweise kleinen und leichten Samen eine dauerhafte Samenbank bilden können (POSCHLOD 1991a). Diese kleinen Samen werden eher und in gröserer Zahl in tiefere Schichten verlagert. Der damit verbundene Licht- und Sauerstoffabschluss sowie der Druck darüberliegender Erdschichten verhindert die Samenkeimung (SNELL 1912). Zusätzlich können Samen in feuchten oder nassen Böden wesentlich länger überdauern (VILLIERS 1973, zit. in POSCHLOD 1991a).

Für die gefährdeten Pflanzenarten, die häufiger auf Schlägen anzutreffen waren, scheinen diese Flächen eine Möglichkeit zum Überleben zu bieten. Folgende gemäss der Roten Liste (LANDOLT 1991a) gefährdeten und seltenen Arten wuchsen in mehr als drei der 105 Schlagflächen des östlichen Mittellan-

des: *Betula pubescens* (in 31 Schlägen), *Senecio silvaticus* (20), *Viola riviniana* (15), *Rumex acetosella* (14), *Stachys alpina* (10), *Aquilegia vulgaris* s.l. (8), *Gnaphalium silvaticum* (7), *Daphne mezereum* (7), *Carex umbrosa* (6), der Neophyt *Cotoneaster horizontalis* (6), *Polygonum minus* (5) sowie *Stellaria alsine* (4). Dreimal vertreten waren: *Alchemilla glabra*, *Arctium minus*, *Holcus mollis*, *Inula conyza* sowie die stark gefährdete Art *Schoenoplectus setaceus*. Die restlichen Rote Liste-Arten kamen nur ein- bis zweimal vor.

Bei diesen gefährdeten und seltenen Arten handelt es sich vor allem um "Schlag- und Saum-", "krautige Wald-" sowie "Unkraut- und Ruderalpflanzen". Diese meist **lichtbedürftigen Arten** erhielten früher in den durch Rodungen und durch bestimmte Bewirtschaftungsweisen (Mittel- und Niederwaldbetrieb) zum Teil ausgeräumten Wäldern sehr viel mehr Lebensmöglichkeiten (vgl. LANDOLT 1991a). Durch die heutige Hochwaldbewirtschaftung mit vielen Fichtenkulturen, geringer Waldformenvielfalt und vorwiegend dunklen Waldbeständen wurden viele Arten wieder zurückgedrängt. Nach der Aufgabe von verschiedenen Nebennutzungen (z.B. Laubstreu für Matratzen oder Ackerdüngung, Stallstreu, Eichel- und Bucheckernmast der Schweine, Waldheu) konnten die Bestände sukzessive ein Nährstoffpotential aufbauen. Zusätzlich nahmen die lichten und wenig bewachsenen Stellen im Wald durch verstärkte Nährstoffeinträge aus der Luft immer mehr ab (vgl. HERTZ 1992, LANDOLT 1991a, KUHN 1992, KUHN et al. 1987). Die Schlagflächen bieten den lichtbedürftigen Pflanzen aber zum Teil Überlebensmöglichkeiten.

Bezüglich **Schlaggrösse** ist aus botanischer Sicht zu vermerken, dass bereits in einem kleinen Schlag von 400 m^2 81 Arten gefunden werden konnten. Dies entsprach dem durchschnittlichen Artenreichtum aller untersuchten Schlagobjekte. Das botanisch artenreichste Untersuchungsobjekt (Fläche 4220, 126 Arten) war 1400 m^2 gross. Wichtig für den **pflanzlichen Artenreichtum** ist also weniger die Schlaggrösse als vielmehr ausreichende Lichtverhältnisse, geringe Konkurrenz, nicht zu extreme Bodeneigenschaften, standörtliche Vielfältigkeit, ein reichhaltiger Samenvorrat im Boden und dessen Aktivierung (z.B. durch kleinflächige Störungen, vgl. RYSER und GIGON 1985) sowie das Artenpotential in der näheren Umgebung und die Einwanderungsmöglichkeiten verschiedener Pflanzenarten. Für die Verbreitung kommen neben den oft nur sehr beschränkt wirksamen Wind- und Wasserausbreitungen (vgl. Kap. 5.4.) der Mensch sowie auch verschiedene Tiere wie Vögel, Mäuse, Ameisen und das Wild in Frage (vgl. MÜLLER-SCHNEIDER 1983).

Aber auch für die **Fauna** können Schlagfluren wichtige Habitate oder Strukturelemente von Habitaten bilden (z.B. für die Zippammer im Südschwarzwald, SCHWABE und MANN 1990). Deshalb schreibt das NATURSCHUTZINSPEKTORAT DES KANTONS BERN (1992): "Aus der Sicht des Naturschutzes sind unbeeinflusste Schlagfluren als Nahrungsquelle, Versteck und Lebensraum für Tiere sehr erwünscht". Häufig werden die Tiere aber durch die periodische Jungwuchspflege gestört, ihr Lebensraum innert kurzer Zeit stark verändert. Dadurch werden erneut Pionierarten gefördert (vgl. Kap. 4.1.5.1. und 5.3.3.). Aus naturschützerischen Überlegungen ist deshalb meistens - je nach Zielsetzung - das Nebeneinander von unbeeinflussten und beeinflussten Flächen vorteilhaft. Die Pflegeeingriffe sollten aber erst im Spätsommer und nicht auf dem ganzen Schlag gleichzeitig erfolgen.

Zusätzlich werden die Schlagflächen auch meistens bepflanzt und die Sukzession dadurch verkürzt (vgl. ELLENBERG 1986). Deshalb fehlen natürliche Pionierwaldstadien im Kanton Zürich, die ein besonders wertvolles und artenreiches Waldstadium darstellen (KUHN et al. 1992). Von den in der vorliegenden Arbeit untersuchten 113 Schlägen wurde in über 80% der Flächen **Pflanzungen** grösseren Ausmasses vorgenommen. Dabei bietet die **natürliche Verjüngung** einige Vorteile: Sie ist weniger arbeitsintensiv und damit kostengünstiger, und durch die bessere Strukturierung solcher Flächen mit viel Laubholz sind die Wildschäden geringer (OBERHOLZER 1991). Zusätzlich gibt die natürliche Verjüngung erst noch Pionierbaumarten sowie dem einheimischen, angepassten Samengut eine Chance. In Einzelfällen wie zum Beispiel der Eichenverjüngung kann eine Pflanzung jedoch sinnvoll sein (KUHN et al. 1992). Das grössste Hemmnis für die Naturverjüngung bzw. einen naturnahen Waldbau sind mancherorts die **grossen Rehwildbestände** (KLÖTZLI 1965, LEIBUNDGUT 1990), die das fünf- bis 15fache der angenommenen Dichte im Urwald einnehmen (WILMANNS 1989). Dies führt den Waldbesitzer dazu, Jungwüchse einzuzäunen oder die Baumartenwahl zu beschränken. Aber auch die Bodenvegetation wird durch unnatürliche Wildbestände verändert. Bevorzugte Äsungspflanzen werden stark vermindert oder verschwinden vollständig, gemiedene Kräuter und Gräser nehmen überhand (KLÖTZLI 1965, LEIBUNDGUT 1990). Im Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit war der Rehwildeinfluss an den krautigen Pflanzen vor allem an *Epilobium angustifolium* augenfällig. Üppige Bestände dieser typischen Schlagpflanze wurden nur in eingezäunten Flächen gefunden (vgl. KLÖTZLI 1965, SOMMER 1956). Der ganzen Rehwildproblematik wurde in vielen Arbeiten Rechnung getragen (EIBERLE und BUCHER 1989, KLÖTZLI 1965, LEIBUNDGUT 1973 und 1974, MAHRER 1988 u.a.). Verstärkt wird das ganze Problem durch grosse Flächen unter-

wuchssarmer Nadelforste (WILMANNS 1989). Nicht gezäunte Schlagflächen können die Flora von den naturnah verbliebenen Waldbeständen etwas entlasten.

Aus all diesen Überlegungen kann geschlossen werden, dass bereits kleine Schlagflächen im heutigen vor allem von dunklen Altersklassenbeständen gebildeten Wald **wichtige Biotope für Pflanzen und Tiere** sein können. Auch EGLOFF (1991) machte auf den steigenden Wert kleiner und oft wenig beachteter Lokalitäten wie Strassenborde, Kahlschläge, Steinbrüche und andere offene Stellen im Wald für seltene und zurückgegangene Arten aufmerksam. Dadurch haben die Schlagflächen für den Naturschutz durchwegs ihre Bedeutung, die sie aber vorwiegend durch die Intensität und Form der praktizierten Jagd- und Forstwirtschaft sowie Landwirtschaft erlangten. Die Plenter- und Femelschlagbewirtschaftung kann im Wirtschaftswald einen Ersatz für die natürliche Dynamik von Waldbeständen mit ihren mosaikartig verteilten Entwicklungsphasen bieten (vgl. BÖCKENHÜSER 1992). Durch Pflanzungen auf den Schlagflächen wird aber die Zunahme der Strauchschnittdeckung beschleunigt. Dadurch nimmt der auf jungen Schlagflächen übliche Artenreichtum der Pflanzen - vor allem durch das Verschwinden der lichtbedürftigen Einjährigen (vgl. Kap. 4.1.3. und 5.3.4.) - schnell wieder ab. Naturverjüngungen können zumindest stellenweise den Artenreichtum länger aufrecht erhalten. Dadurch steigt die Überlebenschance für gefährdete Pflanzen, da sie länger Zeit haben zum Anlegen einer Samenbank und zur erfolgreichen Ausbreitung. Wegen den in Kapitel 5.4. erwähnten Ausbreitungsschwierigkeiten vieler Pflanzenarten über grössere Strecken bleibt ein langfristiges Überleben diverser Arten unter der herrschenden Waldvereinheitlichung aber trotzdem fraglich. Daher ist es sehr wichtig, dass neben den Altholzbeständen mit hoher Totholzanteil öfters auch wieder lichte, aufgelockerte und stufige Waldpartien geschaffen werden. Der Trend zu vermehrt natürlicher Bestockung muss vorangetrieben werden und alte Kulturformen wie Mittel- und Niedewälder müssen erhalten bleiben (vgl. BROGGI und WILLI 1993, SBN 1989). Diese Forderungen, einhergehend mit einer räumlich und ökologisch viel stärkeren Verzahnung des Waldes mit dem Kulturland, wurden auch im Entwurf des Naturschutz-Gesamtkonzeptes für den Kanton Zürich (KUHN et al. 1992) gestellt und hätten auch auf die Fauna - z.B. für einige gefährdete Waldarten wie verschiedene Schmetterlinge (vgl. WILMANNS 1988) - einen positiven Effekt. Zusätzlich würde der Wald zumindest zeitweise auch wieder bewohnbar für viele Tiere und Pflanzen des Kulturlandes und könnte ihnen deshalb auch die Ausbreitung durch den Wald ermöglichen (vgl. KUHN et al. 1992).

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit befasst sich vorwiegend mit den ökologischen und pflanzensoziologischen Verhältnissen auf meist jüngeren Schlagflächen. Dazu wurden in den Jahren 1989 bis 1992 im nordöstlichen und östlichen schweizerischen Mittelland 113 Schlagfluren - vor allem über Würmmoränen - untersucht. Neben der syndynamischen und syntaxonomischen Erfassung der Schlagvegetation in den ersten Sukzessionsjahren interessierten auch die durch das Fällen der Bäume ausgelösten Standortsveränderungen im Mikroklima und in den Bodeneigenschaften. Schliesslich gaben Keimungsversuche mit Wald- und Schlagbodenproben Hinweise über den Samenvorrat dieser Bestände und dessen Bedeutung für die Besiedlung von neugeschaffenen Schlagflächen.

Zu den wichtigsten Ergebnissen:

- Die Auswirkungen des Schlagereignisses auf das Mikroklima und die Bodeneigenschaften stimmten weitgehend mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen überein (s. S. 64ff. u. S. 95ff.). Das auf jungen Schlagflächen verbesserte Nährstoffangebot blieb vor allem bei Phosphor und Kalium aber länger als zwei bis drei Jahre nachweisbar, da die freigesetzten Nährstoffe von den üppigen Schlagvegetationen aufgenommen und durch den relativ schnellen Abbau der krautigen Phytomasse bis zum Frühjahr teilweise wieder freigegeben wurden.
- Pflanzensoziologisch war anhand typischer Säurezeigergruppen eine Abtrennung des *Epilobion* vom *Atropion* möglich (s. S. 52ff. u. S. 112ff.). Die zwei unterschiedenen *Rubus*-Gesellschaften wurden dem *Sambuco-Salicion* zugeordnet. Acht Aufnahmeflächen waren bezüglich ihrer Schlaggesellschaften Einzelfälle, geprägt durch ihre speziellen Standortsverhältnisse.

Alle Aufnahmen des *Epilobion* gehörten zu einer *Carex pilulifera*-Schlaggesellschaft (*Senecioni silvatici-Epilobietum angustifolii* Tx. 50), die in drei verschiedenen Ausbildungen vorlag.

Durch die oft optimalen Standortsbedingungen bei der Besiedlung mit anfänglich geringer Konkurrenz waren die Pflanzengesellschaften des *Atropion* meist sehr artenreich und stark vom Zufall und der Vorgeschichte des Bestandes geprägt. Eine pflanzensoziologische Unterscheidung der *Carex silvatica*-Schlaggesellschaft auf mittleren Standorten bereitete deshalb einige Schwierigkeiten. Trotzdem wurden mehrere Ausbildungen beschrieben.

Von den beiden *Rubus*-Gesellschaften stand eine dem *Epilobion* und eine dem *Atropion* nahe.

- Die syndynamischen Betrachtungen wurden bezüglich neun ökologischen Gruppen und der Zahl der Pflanzenarten durchgeführt und diskutiert (s. S. 44ff. u. S. 104ff.). Sie zeigten, dass das Artenmaximum der Pflanzen bereits im ersten oder zweiten Sukzessionsjahr erreicht wird.

Die auf solchen Flächen üblichen Pflegemassnahmen wie Entbuschen, Mahd und Austrichtern führen zu einem erneuten Anstieg der Artenzahl und damit verbunden zu einer Umverteilung in den Anteilen der ökologischen Gruppen. Die syndynamischen Auswertungen nach der Strauchschichtdeckung waren deshalb erfolgreicher als diejenige nach dem effektiven Schlagalter.

- Schlagfluren sind meist sehr artenreich (s. S. 31ff.). Auf den 113 untersuchten Schlagflächen konnten 492 Pflanzenarten gefunden werden. Im Durchschnitt hatte eine 50 m^2 -Aufnahmefläche rund 50 Arten. Die gesamte Schlagfläche mit einer durchschnittlichen Flächengrösse von 2280 m^2 erreichte eine mittlere Artenzahl von 81 Arten.

Die Bedeutung des Artenpotentials der Umgebung für den Artenreichtum zeigte sich darin, dass in stadtnahen Schlagflächen um Zürich und um Bülach rund dreimal soviele "Gartenflüchtlinge" ausgemacht werden konnten wie in den übrigen Beständen.

- Die Samendichte der ersten 10 cm war sowohl innerhalb der Untersuchungsobjekte wie auch zwischen den verschiedenen Beständen qualitativ und quantitativ recht unterschiedlich (s. S. 80ff. u. S. 108ff.). Die durchschnittliche Samendichte von zwei Waldböden lag zwischen ca. 3'630 Samen pro m² (Fichtenforst) und 4'250 Samen pro m² (Laubmischwald, Hochwald). Diejenige der Bodenpoben von vier gleichbehandelten Schlagflächen erreichte Werte zwischen 6390 Samen pro m² und rund 10'000 Samen pro m².

Der grösste Teil der Arten in den Samenbanken der Schlagflächen konnte auch in der aktuellen Vegetation des entsprechenden Bestandes ausgemacht werden. Der Samenvorrat der Schlagflächen wies gegenüber der aktuellen Vegetation also nur einige zusätzliche Pflanzenarten auf. Demgegenüber fehlten in der aktuellen Vegetation der Waldbestände mindestens die Hälfte der Samenbankarten der entsprechenden Flächen.

Diese Resultate lassen die Wichtigkeit des Samenvorrates für die Erstbesiedlung des durch das Schlagereignis neugeschaffenen Standortes erahnen.

- Vor allem im dunklen Altersklassenwald haben Schlagflächen für den Naturschutz durchwegs ihre Bedeutung (s. S. 114ff.). Sie ermöglichen vielen lichtbedürftigen Pflanzen ein Aufkommen und Überleben. Wegen den oft beschränkten Ausbreitungsmöglichkeiten sollten aber vermehrt wieder lichte, aufgelockerte und stufige Waldbestände mit natürlicher Bestockung geschaffen werden.

SUMMARY

The present study deals with ecological and plantsociological aspects of quite recent woodland clearings. For this purpose, 113 clearings, mostly located on moraines of the last glacial period in the northeastern and eastern part of the Swiss Midlands, were investigated from 1989 till 1992. The syndynamical and syntaxonomical changes of clearing communities were observed. Another main point of interest was the effect of clear cutting on the microclimate and soil characteristics. Furthermore, germinating experiments with soil samples from forests and woodland clearings were performed, in order to examine the seed banks of these stands and to establish their significance for the colonization of new clearings.

Following are the most important results:

- The impact of the clear cut on the microclimate and the characteristics of the soil generally corresponded with the results of earlier investigations (see p. 64ff. and 95ff.). The improved soil conditions (mostly phosphorus and potassium) caused by the release of nutrients on the examined areas seem to last longer than the supposed two or three years. The released nutrients are taken up by well developed clearing vegetation. Parts of the nutrients returned back relatively fast by decomposition of the herbs in spring.
- Phytosociological classification: A separation of the *Epilobion* from the *Atropion* was possible with groups of typical acid soil indicators (see p. 52ff. and 112ff.). The two variants of *Rubus*-communities were apposed to the *Sambuco-Salicion*. The clearing communities on eight sites were unique, characterized by special conditions.

The relevés of the *Epilobion* belong to a *Carex pilulifera*-clearing community (*Sencionia silvatici-Epilobietum angustifolii* Tx. 50), which occurred in three different variants.

Because of mostly optimal site conditions with little competition during colonization, the plant communities of the *Atropion* were usually very rich in species and strongly influenced by random colonization, as well as by the history of the stands. Therefore, on

average sites a plantsociological distinction of the *Carex sylvatica*-clearing community was difficult. Nevertheless several formations were described.

One of the *Rubus*-communities of the *Sambuco-Salicion* was close to the *Epilobion*, the other to the *Atropion*.

- Syndynamical evaluations were carried out for nine ecological groups and the number of species (see p. 44ff. and 104ff.). They demonstrated the greatest species diversity already in the first or second year of succession.

Maintenance, such as cutting of shrubs and mowing, lead to a further increase in the number of plant species. The distribution pattern of the nine ecological groups was also altered. For the syndynamical interpretations, better results were obtained by the cover of the shrub layer, than by the actual age of the woodland clearings.

- Clearing communities are mostly very rich in species (see p. 31ff.). On the 113 plots studied, 492 plant species were found. The average for the relevés of 50 m² was about 50 species. The whole clearing, with an average area of 2280 m², contained a mean of 81 species.

The significance of the species pool in the surrounding areas for the species variety was established: Three times as many species from gardens came up in clearings near towns (Zürich, Bülach).

- The seed bank of the first 10 cm was distincively different in quality and quantity, both within the plots and between different stands (see p. 80ff. and 108ff.). The average seed pool of two forest soils contained 3'630 seeds per m² in a spruce forest, respectively 4250 seeds per m² in deciduous seedling forests. Four soil samples of woodland clearings, investigated by the same method, reached values between 6390 seeds per m² and about 10'000 seeds per m².

In the clearings, most of the species in the seed bank were also been found in the present vegetation. The seed pool of the clearing contained only a few additional plant species. On the other hand, at least half of the species in the seed bank did not occur in the actual vegetation of the mature forest.

These results indicate the importance of seed banks for the colonization of new stands.

- Woodland clearings are important for nature conservancy, especially in dark age-class forest (see p. 114ff.). Many species with a great necessity for light have the possibility to come up and survive. But in order to improve their dispersal, forest stands with natural stocking should increase.

LITERATURVERZEICHNIS

- AICHINGER E., 1933: Vegetationskunde der Karawanken. Pflanzensoziol. 2. Fischer, Jena. 329 S.
- BENECKE P., 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schr.Forstl.Fak.Univ.Göttingen u.Nieders.Forstl.Versuchsanst. 77, 158 S.
- BGU (Beratungsgemeinschaft für Umweltfragen), 1984-1988: Vegetationskundliche Kartierung der Wälder im Kanton Zürich (Forstkreise 1-8). Karte 1:5'000 u. begleitender Kommentar zur Karte 1:5'000. Kanton Zürich (Hrsg.), Oberforstamt, Amt für Raumplanung.
- BIERZYCHUDEK P., 1982: Life histories and demography of shade-tolerant temperate forest herbs: a review. *New Phytol.* 90, 757-776.
- BILO M., 1987: Vergleichende Untersuchung des Stickstoffs in Böden auf einem Kahlschlag und in einem benachbarten Fichtenforst (Lerbacher Wald, Bergisch Gladbach). Diplomarbeit. Geogr.Inst.Univ.Köln. 107 S. (Polykopie).
- BÖCKENHÜSER M., 1992: Leitkonzept zur ökologisch-orientierten Waldwirtschaft. Schr.reihe Westfälischen Amtes Landespflege, Münster. 136 S.
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. (3. Aufl.). Springer, Wien. 865 S.
- BROGGI M.F. und WILLI G., 1993: Waldreservate und Naturschutz. SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (Hrsg.), Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 13. S 79.
- BRÜCKMANN W., 1928: Vom Zürcher Klima. Zürcher Statist.Nachrichten 5/1, 2-17.
- BRÜLHART A., 1969: Jahreszeitliche Veränderungen der Wasserbindung und der Wasserbewegung in Waldböden des schweizerischen Mittellandes. Mitt.Eidg.Anst.Forstl.Veruchswes., Birmensdorf 45/2, 125-232 + Tafeln.
- BURGER H., 1923: Physikalische Eigenschaften der Wald- und Freilandböden. Diss. ETH Nr. 301, Zürich. 221 S.
- BURGER H., 1931: Waldklimafragen. Meteorologische Beobachtungen im Freien und in einem Buchenbestand. Separaturabdruck Mitt.Schweiz.Centr.Anst.Forstl.Veruchswes. XVII/1, 92-149.
- CERNUSCA A., 1982: Standardmeteorologie und Mikrometeorologie. In: JANETSCHEK H. (Hrsg.), Ökologische Feldmethoden. Ulmer, Stuttgart. 9-27.
- DIERSCHKE H., 1978: Vegetationsentwicklung auf Kahlschlägen verschiedener Laubwälder bei Göttingen. I. Dauerflächen-Untersuchungen 1971-1977. *Phytocoenosis* 7, 29-42.
- DIERSCHKE H., 1988: Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. *Tuexenia* 8, 307-326.
- EBER W., 1972: Über das Lichtklima von Wäldern bei Göttingen und seinen Einfluss auf die Bodenvegetation. *Scripta Geobot.* 3. 150 S. + Tabellen.
- EGGERT A., 1989: Zur saisonalen Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik der Krautschichtvegetation eines submontanen Kalkbuchenwaldes. *Verh.Ges.Ökologie (GfÖ)* XVII, (Göttingen 1987), 167-176.
- EGLOFF F.G., 1991: Dauer und Wandel der Lägernflora. *Vierteljahrsschr.Nat.forsch. Ges. Zürich* 136/4, 207-270.
- EIBERLE K. und BUCHER H., 1989: Interdependenzen zwischen dem Verbiss verschiedener Baumarten in einem Plenterwaldgebiet. *Z.Jagdwiss.* 35, 235-244.
- ELLENBERG H., 1956: Grundlagen der Vegetationsgliederung. 1. Teil: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In: WALTER H. (Hrsg.), Einführung in die Phytologie. IV. Band. Ulmer, Stuttgart. 136 S.
- ELLENBERG H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. (4. verb. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 989 S.

- ELLENBERG H. und KLÖTZLI F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitt.Eidg.Anst.Forstl.Versuchswes.*, Birmensdorf 48/4. 930 S.
- ELLENBERG H., MAYER R. und SCHAUERMANN J. (Hrsg.), 1986: Ökosystemforschung. Ergebnisse des Solling-Projekts. Ulmer, Stuttgart. 507 S.
- FAP-Reckenholz (Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau), 1980: Bodeneignungskarte der Schweiz, 1:200'000. Grundlagen für die Raumplanung. Bundesamt für Raumplanung, Bundesamt für Landwirtschaft und Bundesamt für Forstwesen (Hrsg.). 145 S. + Bodenkarten 1:200'000, 1:50'000.
- FAP-Reckenholz (Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau) (Hrsg.), 1981: Resultate und Erläuterungen zur Bodenkarte Blatt 1092 Uster, 1:25'000. 53 S. + Anhang + Bodenkarte 1:25'000.
- FAP-Reckenholz (Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau) (Hrsg.), 1986: Bodenkarte Wohlen mit Erläuterungen. Blatt 1090, 1:25'000. 95 S. + Bodenkarte 1:25'000.
- FAP-Reckenholz (Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau) (Hrsg.), 1988: Bodenkarte Zürich mit Erläuterungen. Blatt 1091, 1:25'000. 78 S. + Bodenkarte 1:25'000.
- FISCHER A., 1987: Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandgesellschaften. Diss.Bot. 110. Cramer, Berlin/Stuttgart. 234 S.
- FITSCHEN J., 1987: Gehölzflora. Ein Buch zum Bestimmen der in Mitteleuropa wildwachsenden und angepflanzten Bäume und Sträucher. (8. völlig neubearb. Aufl. mit Früchte-schlüssel). Quelle u. Meyer, Heidelberg/Wiesbaden.
- FLEMMING G., 1968: Die Windgeschwindigkeit auf waldumgebenden Freiflächen. *Arch.Forstwes.* 17/1, 5-16.
- FRAHM J.-P. und FREY W., 1987: Moosflora. (2. überarb. Aufl.). UTB. Ulmer, Stuttgart. 525 S.
- GEIGER R., 1942: Das Klima der bodennahen Luftschicht. (2. völlig umgearb. Aufl.). In: WESTPHAL W. (Hrsg.), Die Wissenschaft 78. Vieweg, Braunschweig. 435 S.
- GLAVAC V. und KOENIES H., 1978: Mineralstickstoff-Gehalte und N-Nettomineralisation im Boden eines Fichtenforstes und seines Kahlschlages während der Vegetationsperiode 1977. *Oecol.Plant.* 13/3, 207-218.
- GRÜNIG P., 1962: Über die Vegetationsverhältnisse der Schweiz. Separatdruck aus der 3. unveränderten Aufl. von GLUTZ VON BLOTZHEIM U.N., Die Brutvögel der Schweiz. Aargauer Tagblatt AG, Aarau. 95-164.
- HANSSON L., 1992: Small mammal communities on clearcuts in a latitudinal gradient. *Acta Oecologica* 13/6, 687-699.
- HANTKE R., 1967: Geologische Karte des Kantons Zürich und seiner Nachbargebiete. Sonderdruck Vierteljahrsschr.Natf.Ges.Zürich 112/2. 32 S.+ Karten.
- HATT M., 1990: Samenvorrat von zwei alpinen Böden. Diplomarbeit. Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich. 64 S. (Polykopie).
- HERTZ J., 1992: Atmosphärische Deposition. In: WSL (Hrsg.), Waldschadenforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse. Forum für Wissen. Birmensdorf. 87-94.
- HESS H.E., LANDOLT E. und HIRZEL R., 1976-1980: Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. (2. durchges. Aufl.). Birkhäuser, Basel. 3 Bde. 2690 S.
- IMBECK H. und OTT E., (1987): Verjüngungsökologische Untersuchungen in einem hochstaudenreichen subalpinen Fichtenwald, mit spezieller Berücksichtigung der Schneebelagerung und der Lawinenbildung. *Mitt.Eidg.Inst.Schnee- und Lawinenforsch.* 42. 202 S.
- IMHOF E. (Hrsg.), 1965: Schweizerischer Mittelschulatlas. (14. Aufl.). Orell Füssli, Zürich. 144 S.
- IRRGANG S., 1990: Dynamik der Artstruktur sowie der Biomasseproduktion und -akkumulation in den ersten Jahren nach Kahlschlag. *Arch.Nat.schutz Landsch.forsch.* 30/4, 231-252.

- KELLER H., 1964: Wald und Wasserwirtschaft. *Hespa-Mitt. 14/3*. 23 S.
- KIESE O., 1972: Bestandesmeteorologische Untersuchungen zur Bestimmung des Wärme- haushalts eines Buchenwaldes. *Ber. Inst. Meteor. Klimatol. T.U. Hannover 6*. 132 S.
- KLÖTZLI F., 1965: Qualität und Quantität der Rehäusung in Wald- und Grünland-Gesell- schaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rü- bel, Zürich 38*. 186 S.
- KLÖTZLI F., 1968: Wald und Umwelt. *Separatdruck Schweiz. Z. Forstwes. 4-5*. 72 S.
- KUHN N., 1992: Ursachen floristischer und ökologischer Vorgänge in Waldbeständen. In: WSL (Hrsg.), *Waldschadenforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse. Forum für Wissen. Birmensdorf*. 59-72.
- KUHN N., AMIET R. und HUFSSCHMID N., 1987: Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *Ber. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes., Birmensdorf 295*. Sonderdruck Allg. Forst- und Jagd Z. *158 5/6*, 77-84 + Tabellen.
- KUHN U., MEIER C., NIEVERGELT B. und PFÄNDLER U., 1992: Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich (Entwurf). ARP (Amt für Raumplanung des Kantons Zürich) (Hrsg.). 240 S.
- KUNKLE S.H., 1974: Der Einfluss des Waldes und der Forstwirtschaft auf die Wasserquali- tät. *Allg. Forstz. 29*, 1070-1074.
- LABHART T.P., 1992: Geologie der Schweiz. Ott, Thun. 211 S.
- LANDOLT E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 64*. 208 S.
- LANDOLT E., 1984: Unsere Alpenflora. (5. vollst. neubearb. Aufl.). SAC, Neuenburg. 318 S. + 120 Tafeln.
- LANDOLT E., 1991a: Rote Liste. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz. BUWAL (Hrsg.). EDMZ, Bern. 185 S.
- LANDOLT E., 1991b: Die Entstehung einer mitteleuropäischen Stadtplora am Beispiel der Stadt Zürich. *Ann. Bot. 49*, 109-147.
- LANDOLT E., 1992: Veränderungen der Flora der Stadt Zürich in den letzten 150 Jahren. *Bauhinia 10*, 149-164.
- LAUTENSCHLAGER E., 1989: Die Weiden der Schweiz und angrenzender Gebiete: Bestim- mungsschlüssel und Artbeschreibungen für die Gattung *Salix* L. Birkhäuser, Basel. 136 S.
- LEIBUNDGUT H., 1948: Grundzüge der schweizerischen Waldbaulehre. *Sonderdruck Forstw. Cbl. 68/5*, 257-291.
- LEIBUNDGUT H., 1953: Beobachtungen über den Streuabbau einiger Baumarten im Lehr- wald der ETH. *Schweiz. Z. Forstwes. 104*, 179-192.
- LEIBUNDGUT H., 1954: Wald und Waldbau in der Schweiz. *Separatdruck Schweiz. Z. Forst- wes. 9-10*. 19 S.
- LEIBUNDGUT H. (Hrsg.), 1973: Wald + Wild. Seminar des Internationalen Verbandes forst- licher Forschungsanstalten vom 28. August bis 2. September 1972 an der ETH Zürich. *Beih. Z. Schweiz. Forstverein 52*. 259 S.
- LEIBUNDGUT H., 1974: Erhebungen über den Rehwildverbiss im Albisriederberg. *Schweiz. Z. Forstwes. 125/5*, 311-316.
- LEIBUNDGUT H., 1982: Europäische Urwälder der Bergstufe. Haupt Bern/Stuttgart. 306 S.
- LEIBUNDGUT H., 1985: Der Wald in der Kulturlandschaft. Haupt Bern/Stuttgart. 206 S.
- LEIBUNDGUT H., 1988: Unsere Laubwälder. Haupt Bern/Stuttgart. 107 S.
- LEIBUNDGUT H., 1990: Waldbau als Naturschutz. Haupt Bern/Stuttgart. 123 S.
- LÜTZKE R., 1961: Das Temperaturklima von Waldbeständen und -lichtungen im Vergleich zur offenen Feldflur. *Arch. Forstwes. 10/1*, 17-83.
- LÜTZKE R., 1967: Die Luftfeuchtigkeit im Walde im Vergleich zur offenen Feldflur. *Arch. Forstwes. 16/6-9*, 629-633.
- MAHRER F. (Hrsg.), 1988: Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Erstauf- nahmen 1982-1986. *Ber. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes., Birmensdorf 305*. 375 S.

- MITSCHERLICH G., MOLL W., KÜNSTLE E. und MAURER P., 1965/66: Ertragskundlich-ökologische Untersuchungen im Rein- und Mischbestand. Sonderdruck Allg. Forst- und Jagd Z. 136/10-12, 226-283 u. 137/1-5, 1-115.
- MOOR M., 1981: Waldvegetation und Schlagflora, ein Vergleich. Bot. Helv. 91, 35-48.
- MÜLLER F.M., 1978: Seedling of the North-western European lowland. A flora of seedlings. Dr.W.Junk B.V.Publishers, The Hague/Boston and Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen. 654 S.
- MÜLLER-SCHNEIDER P., 1983: Verbreitungsbiologie (Diasporologie) der Blütenpflanzen. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 61. 226 S.
- MÜLLER-SCHNEIDER P., 1986: Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. Veröff.Geobot.Inst.ETH, Stiftung Rübel, Zürich 85. 263 S.
- NATURSCHUTZINSPEKTORAT DES KANTONS BERN, 1992: Berner Biotope. Naturelemente innerhalb und ausserhalb von Schutzgebieten. 41 S.
- NIEMANN E., 1988: Ökologische Lösungswege landeskultureller Probleme. Stabilität und Produktivität in bewirtschafteten Ökosystemen. Schr.reihe Österr.Inst.Raumplanung (ÖIR), A/1. 220 S.
- NUMATA M., 1984: Analysis of seeds in the soil. In: KNAPP R. (ed.), Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. Handbook Veg.Sci. 4, 161-169.
- OBERDORFER E., 1957: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Bundesanstalt Nat.schutz u.Landsch.pflege (Hrsg.), Pflanzensoziologie 10. Fischer, Jena. 564 S.
- OBERDORFER E., 1973: Die Gliederung der *Epilobietea angustifolii*-Gesellschaften am Beispiel Süddeutscher Vegetationsaufnahmen. Acta Botanica Acad.Scient.Hungaricae, Tomus 19/1-4, 235-253.
- OBERDORFER E., 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. (2. stark bearb. Aufl.). II. Teil. Fischer, Stuttgart/New York. 355 S.
- OBERDORFER E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. (5. überarb. u. erg. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 1051 S.
- OBERHOLZER E., 1991: Wiederherstellung von Sturmflächen in den Wäldern des nördlichen Kantons Zürich. Vorgehen nach den Stürmen zu Beginn der achtziger Jahre. Nat.u. Mensch 33/3, 80-81.
- PANKOW W. (Hrsg.), 1991: Belastung von Waldböden. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm 14. Verlag der Fachvereine, Zürich. 181 S.
- PASSARGE H., 1981: Zur Gliederung mitteleuropäischer *Epilobietea angustifolii*. Folia Geobot.Phytotax. 16/3, 265-291.
- PASSARGE H., 1984a: Mitteleuropäische Waldschlagrasen. Folia Geobot.Phytotax. 19/4, 337-380.
- PASSARGE H., 1984b: Vegetationsabhängige Ornicoenosen märkischer Kiefernkalotten. Tuexenia 4, 279-292.
- PFEIFFER H., 1936: Vom Sukzessionsstadium unabhängige Unterschiede in der Schlagvegetation. Beih.Bot.Cbl. B 54/3, 557-564.
- PIOTROWSKA H., 1978: Zu methodischen Problemen der Sukzessionsuntersuchungen auf Dauerflächen (Erfahrungsbericht). Phytocoenosis 7, 177-189.
- POSCHLOD P., 1991a: Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. In: SCHMID B. und STÖCKLIN J. (Hrsg.), Populationsbiologie der Pflanzen. Birkhäuser, Basel. 15-41.
- POSCHLOD P., 1991b: Anpassungsfähigkeit von Pflanzen an zeitliche und räumliche Isolationseffekte in unserer Landschaft als zusätzliche Kriterien für die Einstufung ihrer Gefährdung. In: RAHMANN H. und KOHLER A. (Hrsg.), Tier- und Artenschutz. 23. Hohenheimer Umwelttagung. Margraf, Weikersheim. 91-108.
- POSCHLOD P. und BINDER G., 1991: Die Bedeutung der Diasporenbank in Böden für den botanischen Arten- und Biotopschutz - Literaturauswertung und Forschungsdefizite. In: HENLE K. und KAULE G. (Hrsg.), Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. Ber.Ökologischen Forsch. 4, 180-192.
- POSCHLOD P. und JORDAN S., 1992: Wiederbesiedlung eines aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandortes nach Rodung. Z.Ökologie und Nat.schutz 1, 119-139.

- PUNNTILA P., HAILA Y., PAJUNEN T. and TUKIA H., 1991: Colonisation of clearcut forests by ants in the southern Finnish taiga: a quantitative survey. *Oikos* 61, 250-262.
- REHFUESS K.E., 1990: Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. (2. völlig neubearb. u. erw. Aufl.). Pareys Studientexte 29. Parey, Hamburg/Berlin. 294 S.
- REMMERT H., 1991: Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. In: ANL (Bayerische Akademie Nat.schutz Landsch.pflege) (Hrsg.), Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. Laufener Seminarbeiträge 5, 5-15.
- RÜBEL E., 1930: Pflanzengesellschaften der Erde. Huber, Bern/Berlin. 464 S. + Karte.
- RYSER P. and GIGON A., 1985: Influence of seed bank and small mammals on the floristic composition of limestone grassland (*Mesobrometum*) in Northern Switzerland. *Ber.Geobot.Inst.ETH*, Stiftung Rübel, Zürich 52, 41-52.
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz) (Hrsg.), 1989: Thesen für mehr Natur im Wald. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 11, Basel. 74 S.
- SCHÄDELIN W., 1922: Waldboden, Durchforstung, Verjüngung. Separatdruck Schweiz.Z. Forstwes. 18 S.
- SCHEFFER F. und SCHACHTSCHABEL P., 1984: Lehrbuch der Bodenkunde. (11. Aufl.). Enke, Stuttgart. 442 S.
- SCHMIDER P., KÜPER M., TSCHANDER B. und KÄSER B., 1993: Die Waldstandorte im Kanton Zürich. Verlag der Fachvereine, Zürich. 287 S.
- SCHMIDT W., 1991: Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. In: Bundesforschungsanstalt Nat.schutz u.Landsch.ökologie (Hrsg.), Naturwaldreservate. Schr.reihe Vegetationskunde 21, 77-96.
- SCHÖNENBERGER W., KASPER H. und LÄSSIG R., 1992: Forschungsprojekte zur Wiederbewaldung von Sturmschadenflächen. *Schweiz.Z.Forstwes.* 143/10, 829-847.
- SCHÜTZ J.-P., 1990: Heutige Bedeutung und Charakterisierung des naturnahen Waldbaus. *Schweiz.Z.Forstwes.* 141/8, 609-614.
- SCHWABE A. und MANN P., 1990: Montane Kahlschlagrasen (*Calamagrostis arundinacea-Senecio fuchsii*-Ges.) als Elemente von Zippammer (*Emberiza cia*)-Habitaten im Südschwarzwald. *Mitt.bad.Landesver.Nat.kunde u.Nat.schutz N.F.* 15/1, 39-50.
- SLAVIK B., 1974: Methodes of studying plant water relations. *Ecol.Studies* 9. Springer Berlin/Heidelberg/New York. 449 S.
- SMA, 1989-1992: Monatlicher Witterungsbericht der Schweizerischen Meteorologischen Zentralanstalt.
- SNELL K., 1912: Über das Vorkommen von keimfähigen Unkrautsamen im Boden. *Landw.Jahrb.* 43, Berlin, 323-347.
- SOMMER H.G., 1956: Waldbau durch Zaunschutz. Fragen der biologischen Wirkungen, der technischen Durchführung und der Wirtschaftlichkeit. *Forstwiss.Forsch., Beih.Forstwiss.Cbl.* 7, 64 S.
- SSYMANEK A., 1991a: Das Vegetationsmosaik eines Waldgebietes der Emmendinger Tafelbergzone bei Freiburg - Beziehungen zwischen Geologie, Böden und Vegetation. *Ber. Nat.f.Ges.Freiburg i.Br.* 79, 219-296.
- SSYMANEK A., 1991b: Die funktionale Bedeutung des Vegetationsmosaiks eines Waldgebietes der Schwarzwaldvorbergzone für blütenbesuchende Insekten - untersucht am Beispiel der Schwebfliegen (*Diptera, Syrphidae*). *Phytocoenologia* 19/3, 307-390.
- SSYMANEK A., 1992: Das Naturangebot für Schmetterlinge und Habitatpräferenzen im Vegetationsmosaik von Wäldern. *Veröff.Nat.schutz Landsch.pflege Bad.-Württ.* 67, 397-429.
- STARK M. (Hrsg.), 1991: Luftschadstoffe und Wald. Ergebnisse aus dem Nationalen Forschungsprogramm 14. Verlag der Fachvereine, Zürich. 298 S.
- STÖCKLI B., 1993: Ruhe nach dem Sturm? Ökosystemforschung auf Sturmschadenflächen. In: WSL (Hrsg.), Argumente aus der Forschung. Birmensdorf 5. 13-22.
- STURM K., 1989: Was bringt die naturgemäße Waldwirtschaft für den Naturschutz? In: Naturgemäße Waldwirtschaft und Naturschutz. *Ber.NNA* 2/3, 154-158.

- THOMPSON K. and GRIME J.P., 1979: Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *J.Ecol.* 67, 893-921.
- TOLVANEN A. and KUBIN E., 1990: The effect of clear felling and site preparation on microclimate, soil frost and forest regeneration at elevated sites in Kuusamo. *Aquilo Ser.Bot.Tom.* 29, 77-86.
- TURNER H., 1958: Über das Licht- und Strahlungsklima einer Hanglage der Ötztaler Alpen bei Obergurgl und seine Auswirkung auf das Mikroklima und auf die Vegetation. *Arch. Meteor.Geophys.Bioklim. B8/3-4*, 273-325.
- TÜXEN R., 1950: Grundriss einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Eurosibirischen Region Europas. *Mitt.Florist.-Soziol.Arb.gem.* 2, 94-175.
- URBANSKA K.M., 1992: *Populationsbiologie der Pflanzen.* UTB. Fischer, Stuttgart/Jena. 374 S.
- URMI E., 1992: Rote Liste. Die gefährdeten und seltenen Moose der Schweiz. BUWAL (Hrsg.). EDMZ, Bern. 56 S.
- WAGENITZ-HEINECKE R., 1958: Zur Vegetationsentwicklung auf Brand- und Schlagflächen in märkischen Kiefernwäldern. Beiträge zur Flora und Vegetation Brandenburgs 21. Sonderdruck Wiss.Z.pädagogischen Hochschule Potsdam 4/1, 55-64.
- WALTER H., 1986: *Allgemeine Geobotanik.* (3. neubearb. Aufl.). UTB. Ulmer, Stuttgart. 279 S.
- WALTER H. und LIETH H., 1967: *Klimadiagramm-Weltatlas.* Fischer, Jena.
- WALTHER U., RYSER J.-P., FLISCH R. und SIEGENTHALER A., 1987: Düngungsrichtlinien für den Acker- und Futterbau. FAP-Reckenholz (Hrsg.). 36 S.
- WERNER D.J., DRATHS M., WALLOSSEK CH. und WÜRZ A., 1989: Dauerquadratuntersuchungen über vier Vegetationsperioden auf einer Kalkbuchenwaldschlagfläche im Strundetal (Bergisch Gladbach). *Verh.Ges.Ökologie (GfÖ) XVII*, (Göttingen 1987), 341-346.
- WILDI O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. *Veröff.Geobot.Inst.ETH*, Stiftung Rübel, Zürich 90. 226 S.
- WILDI O., 1990: Datenanalyse mit Mulva-4. Arbeitskopie. 72 S. (Polykopie).
- WILDI O., 1992: Interpretation pflanzenökologischer Daten. Unterlagen zur Vorlesung. 95 S. (Polykopie).
- WILDI O. and ORLOCI L., 1983: Management and multivariate analysis of vegetation data. (2. überarb. Aufl.). *Ber.Eidg.Anst.Forstl.Versuchswes.*, Birmensdorf 215. 139 S.
- WILMANNS O., 1988: Säume und Saumpflanzen - ein Beitrag zu den Beziehungen zwischen Pflanzensoziologie und Paläoethnobotanik. Sonderdruck: Der prähistorische Mensch und seine Umwelt, *Festschrift Udelgard Körber-Grohne. Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg* 31. Stuttgart, 21-30.
- WILMANNS O., 1989: Ökologische Pflanzensoziologie. (4. überarb. Aufl.). UTB. Quelle u. Meyer, Heidelberg/Wiesbaden. 382 S.
- WSL, 1992a: Sanasilva Abschlussbericht. *Ber.Eidg.Forsch.Anst.Wald, Schnee u.Landsch.*, Birmensdorf 334. 58 S.
- WSL (Hrsg.), 1992b: Waldschadenforschung in der Schweiz: Stand der Kenntnisse. In: *Forum für Wissen.* Birmensdorf. 162 S.

Adresse des Autors: René Gilgen
Geobotanisches Institut ETH
Stiftung Rübel
Zürichbergstr. 38
CH-8044 Zürich

Begleitarten nach Stetigkeit geordnet		1a	1b	1c	2a	4a	4b	2b	4c	4d	4e	5	6	7
Schlagselgesellschaft														
Aufnahmenummer		2721	2411	3411	1831	1841	1851	1861	1871	1881	1891	1901	1911	1921
Epilobium parvifolium		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Taraxacum officinale		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Epilobium hirsutum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hypericum perforatum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Epilobium adnatum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Calamagrostis epigejos		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Poa trivialis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lolium perenne		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex pallescens		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Tussilago farfara		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Solidago serotina		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Grevillea australis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dasyurus glomeratus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Poa annua		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cardamine flexuosa		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dryas integrifolia		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ranunculus esculentus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Milium effusum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Epilobium hirsutum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veronica chamaedrys		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Crepis capillaris		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vicia sativa		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Centaurium umbellatum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Epilobium roseum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lythrum pratense		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hedysarum occidentale		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Juncus conglomeratus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Stellaria media		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Myrrhis odorata		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Solidago canadensis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trifolium repens		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Phragmites communis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Festuca rubra		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plantago lanceolata		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Senecio erucifolius		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Torilis japonica		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Eriogonum annuum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Galium album		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Luzula campestris		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lolium multiflorum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Poa nemoralis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Potentilla reptans		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Rubi laciniata		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Rumex acetosa		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Samolus valerandi		2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Viola riviniana		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Heracleum sphondylium		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Dianthus barbatus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polygonum perfoliatum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ranunculus frisianus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Convolvulus sepium		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Juncus tenuis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lolium perenne		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Luzula nemorosa		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Menia aquatica		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Senecio vulgaris		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trifolium pratense		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veronica persicaria		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cardamine hirsuta		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Filipendula ulmaria		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Hypericum densetanum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Potentilla pratensis		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Rubi laciniata		2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Succowia europea		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Arenatherum elatius		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Bellardia trixago		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex hirta		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Glyceria plicata		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Juncus articulatus		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lamium galeobdolon		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Myosoton aquaticum		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Succowia erucoides		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Succowia olereacea		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Agropyron repens		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Equisetum arvense		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Stellaria aquatica		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veronica beccabunga		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex flava		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lychnis nummularia		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Stellaria graminea		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Brachyelymus cf. rutilubum		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex umbrosa		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Erythronium sibiricum		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Thuidium tamariscinum		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Valerianella officinalis		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Vicia hirsuta		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Linaria vulgaris		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Medicago lupulina		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Phlomis pratensis		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polygonum perfoliatum		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Alopecurus pratensis		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Alopecurus myosuroides		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polypogon fugax		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Polypogon hydropiper		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Potentilla argentea		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veronica biflora		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veronica diffusa		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Veronica minor		1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
einmal: <i>Abies nordmanniana</i> , 2741+; <i>Achillea ptarmica</i> , 1691+; <i>Agropyron caninum</i> , 1152+; <i>Agropyron intermedium</i> , 1322+; <i>Alianthus glandulosa</i> , 3411+; <i>Alchemilla cf. minor</i> , 4171+; <i>Alchemilla cf. trinervia</i> , 1681+; <i>Alchemilla crinita</i> , 7111+; <i>Alchemilla monticola</i> , 4141+; <i>Alisma lanceolatum</i> , 1215+; <i>Amelanchier cf. laevis</i> , 1271+; <i>Anagallis arvensis</i> , 3521+; <i>Antirrhinum majus</i> , 1861+; <i>Arctium vulgare</i> , 1121+; <i>Astragalus glycyphyllos</i> , 3221+; <i>Berberis vulgaris</i> , 6211+; <i>Beaufa hybr.</i> , 1215+; <i>Bromus erectus</i> , 1521+; <i>Calamagrostis varia</i> , 1261+; <i>Calendula officinalis</i> , 3521+; <i>Campanula patula</i> , 3211+; <i>Carex brixiana</i> , 1412+; <i>Carex contigua</i> , 1721+; <i>Carex elata</i> , 1152+; <i>Carex ornithopoda</i> , 6211+; <i>Carex stellata</i> , 3321+; <i>Castanea sativa</i> , 1761+; <i>Chamaecyparis nootkatensis</i> , 1761+; <i>Convolvulus arvensis</i> , 1271+; <i>Cornus sanguinea</i> , 1772+; <i>Cornus stolonifera</i> , 1742+; <i>Cotoneaster bullatus</i> , 1772+; <i>Cotoneaster dammeri</i> , 1121+; <i>Cotoneaster integrifolius</i> , 1861+; <i>Cotoneaster salicifolius</i> , 1761+; <i>Cotoneaster sp.</i> , 1521+; <i>Crepis paludosa</i> , 2711+; <i>Crepis paludosa</i> , 13521+; <i>Deschampsia flexuosa</i> , 1742+; <i>Digitaria sanguinalis</i> , 2721+; <i>Genista germanica</i> , 1841+; <i>Geranium phaeum</i> , 3511+; <i>Geranium pyrenaicum</i> , 351														

Tab. B. Vegetationstabellen der 27 Dauerflächen auf 14 Schlägen. *Kursiv-fett* gedruckte Deckungswerte zeigen die Auffälligkeiten, die in Kapitel 4.1.5. (S. 58ff.) erwähnt wurden. *Vegetation table of the 27 permanent plots on 14 woodland clearings. Bold italic indicates special facts mentioned in chapter 4.1.5. (p. 58ff.).*

KS: Krautschicht bis 100 cm - *herb layer up to 100 cm*

Tab. C. Vegetationsaufnahmen der acht Waldbestände und der acht direkt benachbarten Schlagflächen.
Relevés of the eight forest stands and the eight adjacent woodland clearings.

42ff.) dieser Art angegeben. - O: Ecological group of the species.

	Waldbestände								Schlagflächen							
Zuordnungsnummern	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8

2939	11.139	1911	11.134	2931
1919				2611
2619				11.172
11.179				2121
2129				1412
1419				1511
1519				