BIO I 90,463/15
ex 191/92

GESELLSCHAFT FÜR ÖKOLOGIE

VERHANDLUNGEN BAND XV

15. Jahrestagung Graz 1985

Göttingen 1987


gfö 85
graz

Redaktion der Verhandlungen: Hans Heller

© Gesellschaft für Ökologie Göttingen
Gesamtherstellung: Erich Goltze GmbH & Co. KG · D-3400 Göttingen
Stresemannstraße 28 · Postfach 1944

Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie Band XV Graz 1985

Im Auftrag der Gesellschaft
herausgegeben
von Franz Wolkinger

BIO I 90.463/15

Inv. 1999/8396

Göttingen 1987

Die 15. Jahrestagung der GfÖ fand statt in Graz
vom 1. bis 6. September 1985

Bei der mit Band VII neueingeführten Zählung wurden gewertet die Verhandlungen der

2. Jahrestagung 1972 in Gießen als Band I,
3. Jahrestagung 1973 in Saarbrücken als Band II,
4. Jahrestagung 1974 in Erlangen als Band III,
5. Jahrestagung 1975 in Wien als Band IV,
6. Jahrestagung 1976 in Göttingen als Band V,
7. Jahrestagung 1977 in Kiel als Band VI,

Es folgten:

8. Jahrestagung 1978 in Münster (Band VII),
9. Jahrestagung 1979 in Freising (Band VIII),
10. Jahrestagung 1980 in Berlin (Band IX),
11. Jahrestagung 1981 in Mainz (Band X),
    Festschrift Ellenberg (Band XI),
12. Jahrestagung 1982 in Bern (Band XII),
13. Jahrestagung 1983 in Bremen (Band XIII),
14. Jahrestagung 1984 in Hohenheim (Band XIV).

Die Verhandlungen der 1. Jahrestagung – damals noch der „Arbeitsgemeinschaft für Ökologie (Biologische Umweltforschung)" – 1971 in Konstanz wurden nicht gesamthaft publiziert. Einzelne Beiträge erschienen in den Zeitschriften „Oecologia" 9 (1972) und „Umschau" (1972).

INHALT

Vorwort 9

I. Schutz und Nutzung des Alpenraumes

1. Ökosystemanalyse

Herbert Franz: Ökologie des hochalpinen Raumes in den Alpen 11

Irmentraud Neuwinger: Stand und Informationsgehalt kombinierter ökologischer Kartierungen in alpinen Landschaften 19

Josef Schurz: (Hinweis) Ökosysteme in systemtheoretischer Hinsicht 28

Günther Bachmann: Die Rolle des MAB 6-Projektes Berchtesgaden in der Umweltforschung der Bundesrepublik Deutschland 29

Wolf-D. Grossmann: (Hinweis) Systemwissenschaft und angewandte ökologische Forschung 34

Jörg Schaller, Lutz Spandau: MAB-Projekt 6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme – Integrierte Auswertungsmethoden und Modelle für die Ökosystemforschung Berchtesgaden – 35

Werner d'Oleire-Oltmanns: MAB-Projekt 6: Habitatbewertung und potentielle Verbreitung von Tierarten unter touristischem Einfluß 48

Ursula Richter: Das regionale Modell Berchtesgaden – dargestellt am Beispiel der Fallstudie Olympische Winterspiele 57

Wolfgang Haber: Zur Umsetzung ökologischer Forschungsergebnisse in politisches Handeln 61

Johann Karl: (Hinweis) Wälder an Steilhängen in den Alpen als Relikte nacheiszeitlicher Warmzeiten 70

Ulrich Kias, Matthias Gfeller, Heinz Trachsler, Willy A. Schmid: (Poster) Ökologische Planung – Fallstudie ‚Bündner Rheintal' 71

2. Biotop- und Artenschutz

Wilhelm Kühnelt: Ökologisch und historisch bedingte Verbreitungsbilder innerhalb der alpinen Tierwelt 81

Manfred Meurer, Hans-Niklaus Müller: Ökologische Auswirkungen und Schutzwürdigkeit der traditionellen Wiesenbewässerung im Simplon-Gebiet (Wallis) . . . 91

Karl Pfeiffer: Integrierte Bewertung von Umwelteinwirkungen in Bayern, dargestellt am Problemkreis Artenschutz 105

Arnold Zimmermann: (Poster, Hinweis) Karte der aktuellen Vegetation des ‚Mittleren Murtales/Nordteil' (1:25000) 110

Wolfgang Odzuck: Die Vegetationsaufnahme eines Quadranten (8037/1 Glonn, bayer. Alpenvorland) als Grundlage für Maßnahmen im Sinne des Naturschutzes . 111

Johann Gepp: (Hinweis) Biotop und Artenschutz im Alpenraum 120

Engelbert Ruoss, Philippe Clerc: Bedrohte Flechtenrefugien im Alpenraum . . . 121

Friedrich Reimoser: Umweltveränderungen in Österreich, ihr Einfluß auf die Populationsentwicklung jagdbarer Wildtierarten und Konsequenzen für eine ökologisch orientierte Landeskultur 129

Ralf Bögel, Ulrich Mäck, Werner d'Oleire-Oltmanns: Der Gänsegeier (*Gyps fulvus fulvus* HABLIZL 1793) im Alpenraum – Öko-ethologische Untersuchungen im Rahmen eines WWF-Projektes – 145

3. Auswirkungen von Erholung, Fremdenverkehr und Energienutzung

Otto Wildi: Simulation naturräumlicher Elemente im alpinen Tourismusgebiet von Davos 153

Urs Wiesmann: Naturschutzwürdigkeit: Zur Begründung eines Bewertungsverfahrens und einer fundierten Schutzpolitik – Ein Beitrag aus dem MAB-Projekt Grindelwald – 161

Arnold Zimmermann: (Hinweis) Das Hochlantschgebiet: Übernutzungsprobleme am Beispiel eines mittelsteirischen ‚Hausberges' 172

Alexander Cernusca: Wintersporterschließungen und Naturschutz – Ergebnisse einer Studie im Auftrag des Europarates 173

Christian Körner: (Hinweis) Neue Aspekte der physiologisch-ökologischen Forschung an Hochgebirgspflanzen 182

Georg Grabherr, Anni Mair, Helga Stimpfl: Wachstums- und Reproduktionsstrategien von Hochgebirgspflanzen und ihre Bedeutung für die Begrünung von Schipisten und anderen hochalpinen Erosionsflächen 183

Raphaele Löhmannsröben, Alexander Cernusca: Ursachen für Erosionsprozesse im Skigebiet Meran 2000 189

4. Immissionsbelastungen im Alpenraum

Klaus Stefan: Landesweite Waldschadensuntersuchungen mit Hilfe von Bioindikatoren in Alpenländern 197

Hartwig Pfeifhofer, Helmut Tschulik, Dieter Grill: Zum physiologischen Verhalten von Fichten in Inversionszonen 203

Otto Härtel: Die Absorption von SO_2 durch die Borke – Neues zur Bioindikation von Luftverunreinigungen 207

Reinhold Lazar: Immissionsklimatologien für Tal- und Beckenlagen in der Steiermark 213

Heinz Kaminski: Erhöhung des Bewölkungsgrades über den Ostalpen durch Kondensationsstreifen – anthropogene Cirren – resultierend aus dem Luftverkehr . 229

Vjekoslav Glavač, Horst Koenies, Branimir Prpič: Zur Immissionsbelastung der industriefernen Buchen- und Buchen-Tannenwälder in den dinarischen Gebirgen Nordwestjugoslawiens 237

Flückiger Walter: (Hinweis) Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz 248

Ferdinand Schanz: Beurteilung des Einflusses von sauren Niederschlägen auf das Macun-Gebiet im Unterengadin (Schweiz) 249

Martin Meyer-Grass: Waldlawinen als Folge immissionsgeschädigter Gebirgswälder, Maßnahmen 257

Ernst Rudolph: Wirkungskontrolle von schwefel- und fluorhaltigen Luftverunreinigungen in Bayern 267

Ernst Rudolph: (Poster) Räumliche und zeitliche Struktur der Wirkungen von S-, N- und O_3-haltigen Luftverunreinigungen in Bayern 271

Walter Kosmus: (Poster) Die Bedeutung integraler Langzeitmethoden zur Erfassung von Luftschadstoffen 273

II. Didaktik der Ökologie und außerschulische Umwelterziehung

Wilhelm Killermann: Neue Wege der außerschulischen Umwelterziehung in National- und Naturparks durch Errichtung von Naturinformationshäusern 277

Evelyn Noll: Möglichkeiten landschaftsökologischer Arbeit am Beispiel des ehemaligen Salzach-Gletscher-Gebietes 283

Gerhard Trommer: Naturinterpretation – das Konzept der ‚Rucksackschule' im Naturpark Harz 287

III. Freie Themen

Emil Dister, Anton Drescher: Zur Struktur, Dynamik und Ökologie lang überschwemmter Hartholzauenwälder an der unteren March (Niederösterreich) . . 295

Antje Stöckmann, Christian Kunze: (Poster) Untersuchungen zum Gütezustand eines Mittelgebirgsbaches 303

Werner Funke, Jörg Stumpp, Mechthild Roth-Holzapfel: Bodentiere als Indikatoren von Waldschäden 309

Hartmut Greven: (Poster) Vermehrung epidermaler Schleimzellen als Antwort von Lumbriciden und Gastropoden auf Streßsituationen 321

Jürgen Christian Kühle: (Poster, Hinweis) Regenwurmgesellschaften in der Hochrhön 326

Hartmut Greven, Christiane Bettin, Ricarda Reichelt, Ulrich Rüther: (Poster) Die Wirkung von Säurestreß auf *Lumbricus terrestris* L. *(Lumbricidae, Oligochaeta).* Methode und erste Ergebnisse 327

Wilhelm Foissner, Herbert Franz, Hans Adam: Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg 333

Thomas Kampmann, Werner Funke: Epigäische Collembolen mitteleuropäischer Wälder 341

Horst Gruttke, Ulrike Kielhorn, Werner Kratz, Gerd Weigmann, Ajaz-ul Haque: (Poster) Verteilung von ^{14}C-Natriumpentachlorphenol in einem geschlossenen Modellökosystem unter besonderer Berücksichtigung der Detritusnahrungskette 351

Hans-Otto Schwantes, Harald Holfeld: (Hinweis) Untersuchungen zum Vorkommen von Phycomyceten in unterschiedlich belasteten Biotopen des Ederstauseesystems 358

Jochen Lüttmann: (Poster) Verteilung von Widderchen-Populationen (*Procris statices* L., *Zygaena filipendulae* L., *Zygaena meliloti* Esp.) in einem Lebensraummosaik 359

Ulrich Sinsch: Modifikationen im Wasserhaushalt von drei *Rana*-Arten (*Amphibia: Anura*) als Anpassungen an ihre spezifischen Habitate 365

Gerhard Rosner, Rolf Hertel: (Poster) Auswirkungen von Aphideninfektionen (*Acyrthosiphon pisum*) auf Enzymaktivität und Pigmentgehalt von Pflanzen (*Vicia faba*) 373

Gotthard Scheja, Christian Kunze: (Poster) Wirkung von Schwermetallen auf den Abbau von Pepton und Harnstoff durch zwei Bakterienstämme 379

Peter Rücker: Die Konfliktbewertungsmethode in der Umweltverträglichkeitsprüfung 387

Norbert Baumann, Franz Wolkinger: (Poster, Hinweis) Bedrohte Feuchtgebiete . . 405

Keyword-Register 406

Verzeichnis der Autoren 408

Begrüßung der Tagungsteilnehmer – statt eines Vorworts –

Franz Wolkinger

Als derzeitiger Vizepräsident der Gesellschaft für Ökologie ist es für mich eine große Freude, Ehre und Auszeichnung, daß ich Sie in der Landeshauptstadt der "grünen" und "ehernen" Steiermark zur 15. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie begrüßen darf. Das Grün weist auf den Waldreichtum des Landes hin. 50% der Landesfläche sind vom Wald bedeckt, der allerdings über weite Flächen bereits schwer erkrankt und in seinem Bestand bedroht ist. Das Ehern erinnert an die lange Bergbautradition, vor allem an den Abbau und die Verarbeitung des Eisens. Der Bergbau wird ebenso von fast unlösbaren Krisen heimgesucht. Grün und ehern sind ihrem Inhalt und ihrer Bedeutung nach zwei ähnliche Begriffe, für die heute Ökologie und Ökonomie stehen.

Unsere Landespolitiker muß ich für ihre Abwesenheit entschuldigen. Sie wurden in der Vorwoche durch den Kongreß des Weltschachbundes in Graz so überanstrengt und 'matt' gesetzt, daß sie auf unserer Tagung fehlen. Wieviele Schachzüge dürfen wir uns eigentlich der Natur gegenüber noch leisten, bis unser Lebensraum und wir Menschen einen ähnlich ausweglosen Zustand erreicht haben?

Ursprünglich war die diesjährige Tagung in Innsbruck, mitten im Alpenraum, vorgesehen. Aus verschiedenen Gründen mußte sie nach Graz, an den südöstlichen Rand des Alpenbogens, verlegt werden. Dieses Alpenvorland ist nach Südosten offen, es ist ein Grenzland und Übergangsgebiet in klimatischer, botanischer, zoologischer und in geschichtlicher Hinsicht. Aus diesem Grunde haben wir für den öffentlichen Vortrag Prof. Dr. István KÁRPÁTI aus Keszthely, Ungarn eingeladen. Prof. KÁRPÁTI ist außerdem Vizepräsident der Internationalen Clusius-Forschungsgesellschaft in Güssing. Carolus CLUSIUS (1526-1609), der große Humanist und Naturforscher, hat von Güssing aus, damals in Westungarn, heute im Burgenland gelegen, erstmalig im 16. Jahrhundert die österreichisch-ungarisch-jugoslawischen Grenzgebiete botanisch erforscht.

Wer von Westen oder Norden nach Graz zur Tagung gekommen ist, dem stellte sich der 1200 km breite Alpenbogen als eindrucksvolles Hindernis in seinen Weg. Nur der flüchtige Tourist erlebt diesen 'Dachgarten Europas' als heile Welt, ähnlich wie er noch immer in manchen Fremdenverkehrsprojekten klischeehaft vorgestellt wird. Der Vielfalt der Alpennatur steht eine ähnliche Vielfalt an Naturschutz- und Umweltschutzproblemen gegenüber.

Seit Menschen im Alpenraum leben, haben sie Veränderungen und Eingriffe in ihre unmittelbare Umwelt durchgeführt, dabei blieb der Mensch allerdings durch Jahrhunderte weitgehend der Natur untergeordnet. Unsere Vorfahren haben uns, neben bergbaulich ausgebeuteten kleineren Regionen, in großen Teilen des Alpenraumes eine reichlich gegliederte und vielfach strukturierte Kulturlandschaft hinterlassen, die als Lebensraum und Wirtschaftsraum von innen heraus, von den dort lebenden Menschen gestaltet wurde. Diese Menschen haben sich daher mit ihrer Heimat identifiziert und dafür verantwortlich gefühlt. Erst als die Fremdgestaltung, die Eingriffe von außen durch fremdes Kapital und fremde Techniken bis in die entlegensten Täler vorgedrungen sind, hat der Alpenraum sein natürliches Aussehen eingebüßt. Vor allem durch die oft einseitig betonte Fremdbestimmung durch den Fremdenverkehr wurden die Alpen zur Ware.

Auf dieser 15. Tagung, die unter dem Gesamtthema 'Schutz und Nutzung des Alpenraumes' steht, werden in über 50 Referaten die einzelnen Probleme näher behandelt werden. Auf mehreren Exkursionen durch die Steiermark sollen verschiedene Fragen an Ort und Stelle diskutiert werden.

Die Vielfalt der Probleme zeigt aber mit aller Deutlichkeit die Verantwortung des Ökologen für die Umwelt, die sich nicht auf die ökologische Grundlagenforschung beschränken darf. Um das bestehende Vollzugs- und Umsetzungs-Defizit raschest abzubauen, müssen die Ökologen öfter als bis-

her ihren 'elfenbeinernen Turm' verlassen und vor allem versuchen, ihre Ergebnisse verständlicher und transparenter der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Das ist auch mein besonderer Wunsch, den ich an alle Tagungsteilnehmer richten möchte.

Abschließend möchte ich noch allen Mitarbeitern danken, die zum Gelingen der Tagung beigetragen haben. Mein besonderer Dank gilt den Mitarbeitern des Institutes für Umweltwissenschaften und Naturschutz der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, allen voran Fräulein Renate HÖLLRIEGL. Danken möchte ich weiters Herrn Univ.-Prof. Dr. Dieter GRILL vom Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz und der Internationalen Clusius-Forschungsgesellschaft Güssing. Im voraus gilt mein Dank Herrn Dr. Hans HELLER, der in bewährt sorgfältiger Weise die undankbare Aufgabe der Redaktion übernommen hat.

Adresse:

Univ.-Prof. Dr. F. Wolkinger
Institut f. Umweltwissenschaften u. Naturschutz
der Österreichischen Akademie der Wissenschaften
Heinrichstr. 5

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Ökologie des hochalpinen Raumes in den Alpen

Herbert Franz

S y n o p s i s

The report deals with the ecology of the highalpine region of the Alps. The main results of the scientific activities of the Austrian Highmountain MaB-Program Hohe Tauern are referred. A strongly coordinated work was done in the fields of climatology, soils dynamics, water economy of the landscape, ecology of plants and animals. As a result of this integrated study the extreme sensibility and fragility of the highmountain ecosystems is showen and the problems caused by human activities are indicated.

Adaptation, high mountains climate, run off, soils.

1. Das Hochgebirgsklima

Hochgebirge sind extreme Ökosysteme, die deshalb verhältnismäßig leicht überschaubar sind, weil in ihnen eine relativ geringe Zahl von Umweltfaktoren eine dominierende Rolle spielt. Zu den wichtigsten von ihnen gehören die Klimafaktoren.

Mit zunehmender Höhe übt das Klima einen steigenden Streß auf die Organismen aus. Im MaB-Hochgebirgsprogramm Hohe Tauern galt der Erfassung der Klimafaktoren besonderes Interesse und wurde eine Vielzahl meteorologischer Daten an 14 in einem Querschnitt über den Tauern-Hauptkamm verteilten Meßstationen teils ganzjährig, teils während der Vegetationsperiode ermittelt. (Die Daten hat WEISS (1978-83, 1983) in neun 'blauen Heften' der Meteor. Zentralanstalt Wien und in einer Gesamtauswertung veröffentlicht.) Aus der Fülle der gewonnenen Daten seien drei Erkenntnisse herausgegriffen:

- Entgegen einer weit verbreiteten Meinung nehmen die Temperaturgegensätze mit der Seehöhe nicht zu, sondern ab (Tab. 1). Das ist eine Folge der geringeren täglichen Erwärmung in größeren Höhen.

Tab. 1: Amplitude im Jahresgang der Temperatur
(Differenz zwischen mittl. Jänner- und Julitemperatur)

Tauernnordhang, Fusch 870 m ü.d.M.	17	°C
Tauernsüdhang, Heiligenblut 1242 m ü.d.M.	19.5	°C
Wallackhaus 2307 m ü.d.M.	14	°C
Hochtor Nordseite 2543 m ü.d.M.	13	°C

Amplitude der mittleren Julitemperatur im Pasterzenvorfeld zwischen Polsterpflanzenstufe bei der Pfandlscharte 2618 m ü.d.M. und Margaritze 2015 m ü.d.M. (Höhendifferenz 600 m) 4.7 °C d. i. eine Abnahme von 0.8 °C pro 100 Höhenmeter

- Am Hang von der Margaritze (2015 m ü.d.M.) in der Zwergstrauchstufe, im Pasterzenvorfeld zur Pfandlscharte (2618 m ü.d.M.) in der Polsterpflanzenstufe waren über eine Höhendifferenz von 600 m fünf meteorologische Stationen verteilt. Die mittlere Julitemperatur nahm über diese Höhendifferenz um 4.7 °C oder 0.8 °C pro 100 m ab.
- Mit dieser Temperaturabnahme nimmt die Menge des als Schnee fallenden Niederschlages sowie die Andauer der Schneedecke und die Andauer des Bodenfrostes zu. Erstere beträgt nach TOLLNER (1952) im Mittel in 800 m ü.d.M. 136, in 1000 m 148, in 1500 m 179 und in 2000 m 232 Tage. Nach anderen Untersuchungen steigt die Zahl der Tage mit Schneedecke von 55 in 400 m auf 332 in 3000 m ü.d.M.

Die Hochgebirgsbiotope beginnen an der Waldgrenze. An dieser ist die Lebensform Baum den Umweltverhältnissen nicht mehr adäquat. Es sind mehrere Faktoren, die den Baumwuchs in diesen Höhenlagen unmöglich machen.

I. Der wichtigste Faktor ist die Frosttrocknis. Für die immergrünen Baumarten der kalten und gemäßigten Klimate besteht die Gefahr der Austrocknung im Winter. Da der Boden im Winter, an schneefreien Stellen schon im Dezember, bis zu 1 m Tiefe gefriert und erst wieder im April auftaut (AULITZKY 1961), vermögen die Pflanzen an solchen Stellen im Winter kein Wasser aus dem Boden aufzunehmen. Die Nadeln erwärmen sich aber bei Sonneneinstrahlung auch

im Winter häufig über 0 °C und transpirieren dann im Wege cuticulärer Transpiration. Da die Luft kühl und damit gleichzeitig relativ trocken ist, ergibt sich ein steiles Dampfdruckgefälle und damit ein hoher Wasserverlust der Pflanzen, die über die schützende Schneedecke aufragen.

II. Es kommt dazu, daß das Schneegebläse oftmals die Nadeln verletzt, was deren Transpiration noch erhöht.

III. Wo die Pflanzen von einer Schneedecke überlagert sind, schützt sie diese vor Transpirationsverlusten und auch vor Verletzung durch Sturm und Schneegebläse. Je länger die Schneedecke aber liegen bleibt, um so mehr verkürzt sich die Zeit, in der Assimilation stattfindet; die Photosyntheseleistung dauert schließlich zu kurz, um Baumwuchs noch zu ermöglichen. Außerdem werden Jungtriebe nicht rechtzeitig frosthart.

Über der Baumgrenze hat der Wind freien Zutritt zur Bodenoberfläche, es kommt zur Schneeverwehung und damit zu der für die Hochregionen so typischen ungleichen Schneeverteilung.

Es nimmt dadurch die Andauer der Schneedecke nicht bloß mit der Seehöhe zu, sondern reliefbedingt auch in windgeschützten Lagen, den sogenannten Schneetälchen, während Rücken und Grate, die meist auch im Winter nur eine dünne Schneedecke tragen, früh ausapern. Da sich mit wachsender Andauer der Schneedecke die Vegetationszeit verkürzt, ist die Andauer der Schneedecke über der Waldgrenze der die Vegetationsentwicklung entscheidend beeinflussende Umweltfaktor.

Schließlich wird die Vegetationszeit für die Entwicklung des geschlossenen Rasens zu kurz, wir befinden uns an der alpinen Rasengrenze, über der nur noch eine lückige Vegetation von Pionierpflanzen existieren kann.

Von den Pflanzen dieser Stufe besitzen einige die Fähigkeit, gelegentlich ein Jahr überdauern zu können, an dem ihr Standort überhaupt nicht ausapert. MOSER (1973) hat dies am Beispiel des Gletscherhahnenfußes, *Ranunculus glacialis*, beschrieben.

2. Die Hochgebirgsböden

Über der alpinen Waldgrenze herrscht eine spezifische Bodendynamik.

Eine maßgebende Rolle spielt dabei der Bodenfrost, der besonders dort, wo nur eine dünne Schneedecke liegt, in bedeutende Tiefen reicht und sich im Frühjahr nur langsam von der Oberfläche in die Tiefe zurückzieht. Unter seiner Wirkung entstehen in flachen Lagen Frostmusterböden, in Hanglagen Girlandenböden. Die letzteren sind das Produkt des Bodenfließens der mit Schmelzwasser übersättigten oberen Bodenschichten über dem noch gefrorenen Untergrund. Das Bodenfließen reißt die Grasnarbe auf und bewirkt, daß sich Rasengirlanden mit dem von ihnen durchwurzelten Boden langsam hangabwärts bewegen. Dabei kommt es bisweilen zur mehrfachen Überlagerung mehr oder weniger unausgereifter Bodenprofile, während sich im flachen Gelände reife Bodenprofile entwickeln können.

Auf kristallinen Gesteinen mit hohem Glimmergehalt weisen auch die aus ihnen entstandenen Böden einen hohen Glimmeranteil auf. Sie haben zudem, wie POSCH (1980) nachweisen konnte - da Ca fehlt und K von den Pflanzen festgehalten wird - einen relativ hohen Na- und Mg-Ionenanteil am Sorptionskomplex. Dieser bewirkt zusammen mit dem Glimmergehalt, den hohen Jahresniederschlägen und dem temporären Schmelzwasserstau eine Strukturverschlechterung und Verdichtung des Bodens. Dadurch kommt es zu Tagwasserstau, der bei der Schneeschmelze noch durch Schmelzwasserstau auf gefrorenem Untergrund verschärft wird. Basenarmut und saure humose Stoffe bewirken gleichzeitig eine podsolige Dynamik, die jedoch infolge der schwankenden Grenze des Staukörpers im Boden nicht zur Bildung eines ausgeprägten Sesquioxidanreicherungshorizontes führt. Es bilden sich so Böden mit einer besonderen Ausprägung des Bodenprofils, die wir alpine Pseudogleye genannt haben.

Der Anteil an organischer Substanz ist in allen ausgereiften alpinen Böden hoch, weil bei der niederen Jahrestemperatur und dem geringen Luftgehalt der Böden der Abbau der organischen Substanz nur langsam vor sich geht. Dazu kommt, daß die alpinen Rasen einen sehr hohen Anteil an unterirdischer Pflanzenmasse aufweisen, der sich infolge der gedrosselten Sauerstoffzufuhr nur langsam zersetzt.

Besonders hoch ist der Humusgehalt in Böden, die sich auf karbonatreichen Gesteinen entwickeln. Hier wird die Mineralsubstanz des Muttergesteins im Zuge der Verwitterung weitgehend aufgelöst, so daß der Boden ganz überwiegend aus Humus besteht. Weil dieser im feuchten Zustand eine schmierige Beschaffenheit aufweist, hat KUBIENA (1953) diesem Boden die Bezeichnung Pechrendsina gegeben. Diese Böden neigen infolge der hohen Quellfähigkeit der humosen Substanz in besonderem Maße zur Bildung von Frostmusterböden.

Noch ein Faktor übt auf die Bildung der Hochgebirgsböden einen zwar wechselnden, bisweilen aber sehr großen Einfluß aus: die Sedimentation von Flugstaub. In den Hohen Tauern stammt der Flugstaub nach Untersuchungen von GRUBER (1980) vorwiegend von Kalkglimmerschiefern und Kalkphylliten, die durch Frostverwitterung besonders leicht aufgemürbt werden. Der in den Hohen Tauern verwehte Flugstaub enthält daher bedeutende Mengen an Kalk. GRUBER hat an zahlreichen Punkten des Glocknergebietes Flugstaubmessungen durchgeführt und kam zu dem Ergebnis, daß die Menge des mit Flugstaub zugeführten Kalkes an den Stellen mit der geringsten Sedimentation 11.6 kg, bei maximaler Sedimentation unter den Sonderbedingungen der Gamsgrube an der Pasterze aber 18.6 t/ha und Jahr betrug. In der Gamsgrube haben sich bei dem hohen Sedimentanfall Flugstaubdecken bis über 2 m Mächtigkeit entwickelt.

Ein besonderes Interesse beansprucht der Wasserhaushalt der alpinen Böden. Die Wasserspeicherleistung alpiner Böden hängt selbstverständlich von deren Mächtigkeit, dann aber auch vom Humusgehalt ab.

Das Porenvolumen alpiner Böden kann besonders in den obersten, stark durchwurzelten Schichten sehr hoch sein, der Anteil an Mittelporen, die in erster Linie für die Speicherung pflanzennutzbaren Wassers maßgebend sind, ist dagegen gering; er beträgt meist nicht mehr als 10 Volum % des Bodens.

In der Vegetationsperiode kommt es in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf in den obersten Bodenschichten zu großen Wassergehaltsschwankungen, während der Feuchtegang in tieferen Bodenschichten sehr ausgeglichen ist. Das ist in erster Linie eine Folge der seichten Durchwurzelung der Rasenböden.

Dadurch kann es in längeren Schönwetterperioden, auf seichtgründigen Böden zu Wassermangel für die Pflanzen kommen, was sich dann im Braunwerden der alpinen Rasen äußert.

Im übrigen wird der Wasserhaushalt der Böden in der alpinen Grasheidestufe in der Vegetationsperiode entscheidend vom Ablauf der Schneeschmelze in den einzelnen Jahren bestimmt. Bei später Schneeschmelze macht sich die Winterfeuchte während der ganzen Vegetationsperiode bemerkbar. Bei der Schneeschmelze wird in hochalpinen Lagen alljährlich die volle Wassersättigung der Böden erreicht, so daß sich ein allenfalls bei Wintereinbruch bestehendes Feuchtedefizit nie auf das nächste Jahr überträgt. In der Jahresbilanz hochalpiner Landschaften kann der Bodenwassergehalt daher vernachlässigt werden.

Von den Grasheideböden weichen die Schneetälchenböden im Wasserhaushalt deutlich ab. In ihnen spielt neben der längeren Schneebedeckung auch die seitliche Wasserzufuhr eine Rolle. Die bei der Schneeschmelze bestehende Wasserübersättigung der Böden kann durch eine Periode kalter Witterung unterbrochen werden.

Der Wasserhaushalt des *Curvuletum* wurde von KÖRNER (1978) mit Mitarbeitern im Glocknergebiet und in den Ötztaler Alpen vergleichend untersucht und dabei eine weitgehende Übereinstimmung festgestellt. Unter sonst gleichen Bedingungen wird die Evapotranspiration von der Windgeschwindigkeit in Bodennähe stark beeinflußt. Bei der Steigerung von 0.8 m/s auf 4 - 5 m/s verdoppelt sich die Evapotranspiration.

3. Das Abflußverhalten der Niederschläge

Von besonderem Interesse ist auch das Abflußverhalten von Bächen, deren Einzugsgebiet zur Gänze in der alpinen Grasheidestufe liegt und denen kein Gletscherwasser zufließt. Im Rahmen des österreichischen MaB-Programmes wurde von RUF (1985) das Abflußverhalten eines Baches untersucht, dessen Einzugsgebiet in 2330 - 2735 m Höhe gelegen ist. Das Abflußverhalten dieses Baches ist von dem der Gerinne in tieferen Lagen sehr verschieden. Die Abflußganglinien in den vier Jahren 1978 - 1981, für die die Messungen bisher ausgewertet sind, lassen sicher zwei Typen erkennen:

I. Jahre mit relativ ungestörter Schneeschmelze (1979 und 1981). Hier beginnt der Abfluß Mitte Mai, erreicht seinen Höhepunkt in der ersten Junihälfte; ab Anfang August herrscht Niederwasser.

II. Jahre mit verzögerter Schneeschmelze (1978 und 1980). Hier beginnt der Abfluß erst Ende Mai und erreicht seinen höchsten Stand im Juli und August. Solange die Schneeschmelze anhält, ist der Abfluß von Schmelzwasser dominierend; er wurde selbst von Starkregen nicht wesentlich beeinflußt. Daraus ergibt sich der Schluß, daß das Hochwassergeschehen bei Unwetterkatastrophen um so weniger von Zuflüssen beeinflußt wird, aus je höheren Regionen sie kommen. Hochwasserbringer sind die Gerinne tieferer Lagen.

Nach dem Ausapern kommt es bei Niederschlägen geringer Intensität nach Beregnungsversuchen von BLÜHMEL u. KLAGHOFER (1980) auch bei langer Andauer und selbst in steilen Lagen nur zu geringem Abfluß. Bei Starkregen schnellt dagegen der Abfluß von der aperen Grasheide empor, abhängig von der Niederschlagsintensität und vom Bodenwasserhaushalt, nicht jedoch von der Hangneigung.

4. Die Anpassung der Hochgebirgsvegetation

Mit zunehmender Meereshöhe nimmt infolge des verminderten Luftdruckes das Angebot an CO_2 und O_2 sowie der Wasserdampfgehalt der Atmosphäre ab. Ein- und Ausstrahlung sind intensiver und der Anteil von UV-B an der Strahlung ist höher als in niedrigen Lagen. Besonders bedeutsam ist, wie schon erwähnt, die Abnahme der Luft- und Bodentemperatur mit der Seehöhe. Mit ihr hängt die Verkürzung der Vegetationszeit in gemäßigten und borealen Breiten direkt zusammen.

Die Hochgebirgspflanzen haben mannigfache Anpassungen an diese Umweltverhältnisse entwickelt, von denen ich nach LARCHER (1983) die folgenden nenne:

I. Ein breites Temperaturoptimum der Nettophotosynthese.

II. Eine verhältnismäßig gute Funktionsfähigkeit von Stoffwechselprozessen und Wachstum bei niederen Temperaturen.

III. Rasches Anspringen der Photosynthese nach Nachtfrost.

IV. Prompte Absenkung der Gefriergrenztemperatur der Sprosse und Leistungsadaptation der Atmung bei kurzfristiger Kälteeinwirkung während der Vegetationszeit.

V. Verringerung des Diffusionswiderstandes für CO_2 und Wasserdampf.

VI. Wirksamer Schutz vor ultravioletter Strahlung.

VII. Frühzeitige Ansammlung von Reservestoffen, vorwiegend in unterirdischen Organen, aber auch in Knospen und Blättern.

VIII. Tendenz zur Langlebigkeit.

IX. Hoher Energieaufwand für reproduktive Prozesse, für die Blütenbildung und Samenproduktion.

X. Frühe Anlage der Blütenprimordien.

XI. Entwicklung der Fähigkeit zu vegetativer Vermehrung zur Kompensation der geringen Samenproduktion und hohen Keimlingssterblichkeit.

Viele Hochgebirgspflanzen werden erstaunlich alt. Nach WALTER (1973) erreicht
Calluna vulgaris 42 Jahre,
Empetrum nigrum 30 Jahre und
Rhodondendron ferrugineum 88 Jahre.
Im Pamirgebiet hat man nach SRESHNIKOVA (mündl. Mitt.) bei
Artemisia ein Alter bis zu 60 Jahre und
bei *Acantholimon dispensioides* 200 - 300 Jahre ermittelt.

Auch Kräuter und Gräser sind überwiegend mehrjährig und scheinen z. T. ein hohes Alter zu erreichen.

Die Nettoprimärproduktion (= Bruttoprimärproduktion-Respiration) ist im Vergleich mit Wäldern gering (Tab. 2).

Die Nettoprimärproduktion nimmt mit der zunehmenden Ungunst der Standortsbedingungen ab. Über ihre Abnahme in der gleichen Pflanzengesellschaft mit der Seehöhe liegen m. W. noch keine vergleichenden Untersuchungen vor.

Tab. 2: Nettoprimärproduktion (g/m² und Jahr)

tropischer Regenwald	2200	(WALTER 1973)
sommergrüner Wald	1200	(WALTER 1973)
Vaccinium-Heide	470	(LARCHER et al. 1973)
Loiseleuria-Heide	387	(LARCHER et al. 1973)
Curvuletum Wallackhaus	375	(PÜMPEL 1977)
Dryadeto-Firmetum	91	(WALTER 1973)
Schneetälchen Wallackhaus	20.5	(PÜMPEL 1977)

Von Interesse ist die Verteilung der Phytomasse innerhalb der hochalpinen Pflanzengesellschaften auf Komponenten.

PÜMPEL (1977) hat darüber Ermittlungen an einem *Curvuletum* beim Wallackhaus (2300 m) angestellt (Tab. 3). Die unterirdische Phytomasse beträgt somit mehr als das Dreifache der oberirdischen.

Tab. 3: Phytomasse (g/m²) des *Curvuletum* beim Wallackhaus (2300 m) (nach PÜMPEL 1977)

Oberirdische Phytomasse (Maximum 2. Aug.)	805.4
davon assimil. Pflanzenteile	186.5
davon tote Pflanzenmasse	248.2
davon Cryptogamen (vorw. Flechten)	352.6
Unterirdische Phytomasse	2503.3

5. Die Anpassung der Hochgebirgstiere

Mit den Arealen der hochalpinen Pflanzengesellschaften decken sich die der Tiergemeinschaften nur zum Teil.

Eine Deckung ist dort gegeben, wo die Unterschiede in den Umweltbedingungen so groß werden, daß sie die Entwicklung fast aller Organismen maßgebend beeinflussen. Das ist im Hochgebirge in zwei Fällen so:

- An den Grenzen der Höhenstufen der Vegetation
- Innerhalb des Grasheidegürtels zwischen den früh ausapernden und relativ trockenen Grasheiden und den lange schneebedeckten Schneetälchen.

Zwischen den verschiedenen Grasheideassoziationen und den Tiergemeinschaften besteht dagegen eine geringe arealmäßige Deckung.

Das hat mehrere Ursachen:

I. Verschiedene Tierordnungen (etwa Schnecken, Spinnen, tericole Käfer) reagieren auf einzelne Umweltfaktoren unterschiedlich. Sie bewohnen überdies innerhalb der gleichen Pflanzengesellschaften verschiedene Nischen.

II. Es tritt bei vielen terricolen Tierarten des Hochgebirges das von HOLDHAUS (1910) als Petrophilie bezeichnete Verhalten auf, daß sie nämlich seichtgründige Böden auf festem Gestein tiefgründigen bevorzugen. Das hängt mit Unterschieden im Wasserhaushalt der Böden zusammen. Tiefgründige Hochgebirgsböden und solche in flachem Gelände sind als Folge ihrer geringen Wasserdurchlässigkeit und des temporären Schmelzwasserstaues auf dem noch gefrorenen Untergrund wechselfeucht. Seichtgründige Böden, besonders solche in Hanglagen, sind dagegen gut durchlüftet.

III. CERMAK (1981) hat beobachtet, daß bei Lycosiden (sehr aktiven Spinnen) die verschiedenen Entwicklungsstadien unterschiedliche Umweltansprüche stellen. Jungtiere sind besonders feuchtigkeitsbedürftig, Adulte, besonders kokontragende Weibchen, zeigen dagegen ein hohes Wärmebedürfnis. Für die Überwinterung werden andere Habitate aufgesucht als in der Aktivperiode. Die Tiere unternehmen daher jahreszeitliche Wanderungen, die sie nicht selten aus einer Pflanzengesellschaft in eine andere führen. Bei Weberknechten (Opilioniden) wurde ein ähnliches Verhalten beobachtet.

IV. CERMAK (1981) hat weiter darauf hingewiesen, daß für die räumliche Verteilung vagiler terricoler Tiere die räumliche Struktur der Vegetation eine größere Rolle spielt als die Artenzusammensetzung des Pflanzenbestandes. Lockere Pflanzenbestände, die vor allem unmittelbar über dem Boden einen geringen Raumwiderstand bieten, werden von sich laufend fortbewegenden Arthropoden dichten Beständen mit hohem Raumwiderstand vorgezogen. Solche Unterschiede können aber innerhalb der gleichen Pflanzengesellschaft auftreten. So bilden normale, flechtenarme Curvuleten meist einen lockeren, flechtenreiche dagegen einen viel dichteren, für Bodentiere viel unwegsameren Bestand.

Wie bei den Pflanzen, so verlangsamen sich auch bei wechselwarmen Tieren die Wachstums- und Entwicklungsprozesse mit abnehmender Temperatur. Es seien dafür nur einige Beispiele angeführt.

I. CERMAK (1981) hat die Entwicklung von Wolfsspinnen der gleichen Art (Lycosiden) in verschiedenen Höhenlagen verglichen. Dabei konnte sie feststellen, daß die Populationen, die hohe Lagen besiedeln, im Vergleich mit solchen tieferer Lagen eine starke Verlängerung der Stadiendauer - eine Stadienzahl, die für 'Hungertiere' kennzeichnend ist - und eine auch durch die lange Winterruhe bedingte extrem ausgedehnte Lebensdauer aufweisen.

II. ATHIAS-HENRIOT (1981) hat Aufsammlungen von *Parasitiformes*, einer Gruppe von Raubmilben, in der subalpinen Waldstufe, im alpinen Grasheidegürtel sowie in der Polsterpflanzenstufe vorgenommen und die Ergebnisse quantitativ ausgewertet. Dabei ergab es sich, daß bei den im Hochsommer durchgeführten Aufsammlungen der Prozentanteil der Jungtiere mit der Seehöhe zunahm. Das erklärt sich aus dem Umstand, daß die Jungtiere in tieferen Lagen im Frühjahr schlüpfen, während gleichzeitig die alten Tiere absterben. Die Jungtiere wachsen bis zum

Sommer heran, so daß dann der Prozentanteil der Jungtiere gering ist. In tieferen Lagen ist demnach eine Dominanz der Adulten für das Sommerstadium kennzeichnend, während in der Polsterpflanzenstufe noch die Juvenilen dominierten, was dem Frühjahrsstadium entspricht.

Wie die Phytomasse so nimmt auch die Zoomasse pro Flächeneinheit mit der Länge der Vegetationszeit (der Aktivzeit der Tiere) ab (Tab. 4). Im *Curvuletum* an der Glocknerstraße beträgt das Trockengewicht der Zoomasse 0.062 % der unterirdischen Phytomasse und 0.052 %

Tab. 4: Zoomasse *(Avertebrata)* in mg TS/m² (nach THALER et al. 1978, MEYER 1981)

Almwiese im Waldgrenzbereich bei Gastein	1800
Curvuletum beim Wallackhaus, 2300 m	1550
Schneetälchen beim Wallackhaus	883

der Gesamtphytomasse. Diese Zahlen sind untere Grenzwerte, geben aber doch einen ersten Anhaltspunkt für den Stoffhaushalt der hochalpinen Biozönosen. Einen viel genaueren Einblick würde die Erfassung des Energieflusses geben. Diese ist aber bei Kleintieren so schwierig, daß wir auf seine Ermittlung verzichten mußten.

Mit der Meereshöhe nimmt nicht bloß die Biomasse der Biozönosen, sondern auch ihre Artenmannigfaltigkeit drastisch ab. Diese Abnahme erfolgt allerdings nicht bei allen Gruppen gleich stark. Besonders gering scheint sie bei den sehr eurytopen Nematoden zu sein, denn GERBER (1981) hat im Boden einer Almwiese an der Waldgrenze 47, im Boden des *Curvuletum* beim Wallackhaus 46 und auch noch in der Polsterpflanzenstufe 46 Arten gefunden.

Dagegen hat ATHIAS-HENRIOT (1981) auf der Almwiese 55, im *Curvuletum* 30 und in der Polsterpflanzenstufe bloß 7 *Parasitiformes*-Arten nachgewiesen. Ähnlich stark sinkt die Zahl der Käferarten mit der Meereshöhe ab.

Die Darstellung der bioökologischen Verhältnisse im Hochgebirge wäre unvollständig, würde man nicht auf die großen Veränderungen hinweisen, die sich Jahr für Jahr an Vegetation und Fauna in Abhängigkeit vom wechselnden Witterungsverlauf vollziehen. Die Menge der zugeführten Wärme und Feuchtigkeit spielt dabei eine dominierende Rolle.

Welche Bedeutung der von der Sonne zugestrahlten Wärmeenergie zukommt, läßt sich am Beispiel heliophiler Tierarten, die über ein gutes Flug- und daher Ausbreitungsvermögen verfügen, überzeugend zeigen. Die obere Verbreitungsgrenze solcher Tiere, nämlich des Ohrwurms *Anechura bipunctata* und der Ameisen, vor allem *Formica lemani*, wurde über den Zeitraum von 40 Jahren im Pasterzenvorfeld am Großglockner verfolgt (FRANZ, WEISS 1981). Die Grenzen wurden dreimal, nämlich in den Jahren 1938, 1958 und 1978 im Maßstab 1 : 5000 kartiert. Die Höhengrenzen der Verbreitung lagen 1938 sehr hoch, als Folge - wie sich später herausstellte - der sehr warmen vorausgegangenen Jahre, die auch starke Gletscherrückgänge zur Folge hatten. Die Höhengrenze reichte damals in günstiger Exposition bei *Formica lemani* bis 2400 m, bei *Anechura* bis 2250 m empor. Im Jahr 1958 waren beide Grenzen schon deutlich abgesenkt, im Jahr 1978 erreichten sie den tiefsten beobachteten Stand.

Zwar reichten die höchsten *Anechura*-Vorkommen an den SW-Hängen des Albitzen-Wasserradkopfes auch da noch bis 2200 m empor, hingegen waren die an der Möllschlucht auf der Margaritze und auf der Roßalpe gelegenen Vorkommen vollkommen erloschen. Die Ameisengrenze war gegenüber 1938 allgemein stark abgesunken, stellenweise um über 250 Höhenmeter.

Zudem ließ sich voraussagen, daß die Höhengrenzen im Jahr 1979 noch weiter absinken würden. Man fand nämlich bei der Kartierung 1978 nahe der oberen Verbreitungsgrenze nur einzelne weibliche Tiere, die im August noch keine Eier abgelegt hatten. Das bedeutete, daß die Nachkommenschaft, auch wenn die Weibchen später noch Eier abgelegt haben sollten, nicht entwickelt genug in den Winter gehen konnte, um diesen zu überleben. Die befruchteten Weibchen fliegen alljährlich noch über die temporäre Verbreitungsgrenze hinauf, kommen dort aber mangels Wärme nicht zur Fortpflanzung. Bei verborgen lebenden oder im Jugendstadium nicht bestimmbaren Tieren lassen sich Schwankungen in den Grenzen ihrer Höhenverbreitung viel schwieriger nachweisen. Bei ungeflügelten Tieren vollzieht sich die Wiederausbreitung überdies langsamer, oft nur sehr langsam. Bei ortssteten Arten werden ungünstige Klimaeinflüsse durch abnehmende Häufigkeit, oft durch Beschränkung ihrer Verbreitung auf Reliktstandorte sichtbar.

6. Zusammenfassung

Je weiter die ökologische Hochgebirgsforschung fortschreitet, um so mehr entfaltet sich vor uns das Bild einer Lebewelt, die einen schweren Kampf gegen mit der Höhe immer ungünstiger werdende Umweltbedingungen führt. Mit der belebten ist auch die unbelebte Hochgebirgsnatur

labil, ein Zustand der um so klarer sichtbar wird, je weiter die ökologische Hochgebirgsforschung fortschreitet. Leider sind diese Erkenntnisse in die breite Öffentlichkeit noch kaum eingedrungen, vielmehr wird mit einer bestürzenden Sorglosigkeit verändernd in die Hochgebirgsnatur eingegriffen.

Dabei kann man an immer mehr Beispielen sehen, daß sich weder Waldgrenzwälder noch alpine Rasen ohne weiteres regenerieren, wenn sie einmal zerstört sind. Die ehedem von ihnen bedeckten Flächen liegen nach der Zerstörung des Aufwuchses meist über lange Zeiträume ohne Erosionsschutz da, so daß sie dem Bodenabtrag preisgegeben sind. Dieser geht durch Hangabspülung, Abgang von Schneebrettern, Lawinen und Muren vor sich und gefährdet oft auch die Tallandschaften und die dort ansässige Bevölkerung.

Es bedarf noch umfangreicher angewandt-ökologischer Forschung, um die Erfolge der Waldgrenzaufforstung und der Wiederberasung im Hochgebirge effizienter zu machen. Schon heute steht aber fest, daß trotz wissenschaftlich-technischen Fortschrittes auch in Zukunft alle Wiederbegrünungsmaßnahmen außerordentlich kostspielig sein werden und daß es stets langer Zeit bedürfen wird, bis sich wieder naturnahe Biozönosen bilden.

Schonung der Hochgebirgsnatur durch den Menschen ist und bleibt daher ein dringendes Gebot.

Literatur

ATHIAS-HENRIOT C., 1981: Über die subalpinen und alpinen Pedo - GAMNU-Bestände (Parasitiformes, Gamasidae) des Glocknergebietes (Hohe Tauern, Österreich). Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 4: 95 - 100.

AULITZKY H., 1961: Die Bodentemperaturen in der Kampfzone oberhalb der Waldgrenze und im subalpinen Zirben-Lärchenwald. Mitt. forstl. BVA Mariabrunn 59: 153 - 203.

BLÜHMEL F., KLAGHOFER E., 1980: Die Abfluß- und Versickerungsverhältnisse an einem Grasheidehang beim Wallackhaus. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 3: 265 - 276.

CERMAK B., 1981: Ökologie und Populationsdynamik hochalpiner Araneen unter besonderer Berücksichtigung von Verteilung, Individuendichte und Biomasse in Grasheidebiotopen. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 4: 101 - 151.

FRANZ H., WEISS E., 1981: Zur Kenntnis der Ökologie der Verbreitungsgrenze heliophiler Arthropoden. Veröff. öst. MaB-Hochgebrigsprogr. Hohe Tauern 4: 237-246.

GERBER K., 1981: Die Nematodenfauna alpiner Böden im Glocknergebiet (Hohe Tauern, Österreich). Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 4: 79 - 90.

GRUBER F., 1980: Die Verstaubung der Hochgebirgsböden im Glocknergebiet. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 3: 69 - 90.

HOLDHAUS K., 1910: Über die Abhängigkeit der Fauna vom Gestein. Verh. 8. Int. Zool. Kongr. Graz: 728 - 745.

KÖRNER C., 1978: Evapotranspiration und Transpiration verschiedener Pflanzenbestände im Grasheidengürtel in den Hohen Tauern. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 1: 49 - 68.

KUBIENA W., 1953: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Stuttgart.

LARCHER W., CERNUSCA A., SCHMIDT L., 1973: Stoffproduktion und Energiebilanz in Zwergstrauchbeständen auf dem Patscherkofel bei Innsbruck. In (Ed. Ellenberg H.): Ökosystemforschung. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 175 - 194.

LARCHER W., 1983: Ökophysiologische Konstitutionseigenschaften von Gebirgspflanzen. Ber. dt. bot. Ges. 98: 73 - 85.

MEYER E., 1981: Abundanz und Biomasse von Invertebraten in zentralalpinen Böden (Hohe Tauern. Österreich). Veröff. öst. MaB-Progr. Hohe Tauern 4: 153 - 179.

MOSER W., 1973: Licht, Temperatur und Photosynthese an der Station "Hoher Nebelkogel" (3184 m). In (Ed. Ellenberg H.): Ökosystemforschung. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 303 - 223.

POSCH A., 1980: Bodenkundliche Untersuchungen im Bereich der Glocknerstraße in den Hohen Tauern. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 3: 91 - 108.

PÜMPEL B., 1977: Bestandesstruktur, Phytomassevorrat und Produktion verschiedener Pflanzengesellschaften im Glocknergebiet. Veröff. öst. MaB-Progr. Hohe Tauern 3: 83 - 101.

RUF G., 1985: Untersuchungen über das Abflußverhalten eines alpinen, kleinen Einzugsgebietes. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 9: 7 - 26.

THALER K., ZORDO I. De, MEYER E., TROGER H., 1978: Arthropoden auf Almflächen im Raum von Gastein. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 2: 195 - 233.

TOLLNER H., 1952: Wetter und Klima im Gebiet des Großglockners. Klagenfurt (Naturwiss. Ver. Kärnten): 196 S.

WALTER H., 1973: Allgemeine Geobotanik. Stuttgart (Ulmer): 256 S.

WEISS E., 1978-83: Klimadaten des Glocknergebietes. Arb. Zentralanst. Meteorologie Geodynamik 30, 34, 35, 40, 44, 46, 52, 55, 57.

WEISS E., 1983: Die klimatologischen Untersuchungen in den Hohen Tauern von 1974 - 1980. Veröff. öst. MaB-Programm 6: 87 S.

Adresse:

Univ.-Prof. Dipl.-Ing. DDr. h. c. Herbert Franz
Jakob-Thoma-Str. 3 B

A-2340 Mödling

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Stand und Informationsgehalt kombinierter ökologischer Kartierungen in alpinen Landschaften

Irmentraud Neuwinger

S y n o p s i s

Following a short account of the development of combined ecological mapping methods, several examples are presented from the Tiroler, Salzburger and Carinthian Alps. The informative substance of the maps is discussed with regard to the water and bioelement regime of ecological units, and the possibilities described for presenting the reciprocal influence of protection and utilization of alpine landscapes.

Ecological mapping, landscape protection, water regime.

1. Einführung

Die Außenstelle Innsbruck der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien begann vor rund dreißig Jahren mit Erhebungen über mögliche Waldsanierungen im alpinen Raum. Unter anderem sollte eine Geländeökographie Grundlagen für gezielte Aufforstungen schaffen (FRIEDEL 1952, 1961, 1965, 1979; AULITZKY 1963; KRONFUSS, STERN 1978; AULITZKY, TURNER 1982). Neben klimatologischen Arbeiten über den Komplex Wind - Strahlung - Niederschlag und dessen Modifizierung im Relief liefen bodenökologische Kartierungen (NEUWINGER, CZELL 1959; CZELL 1963, 1964; NEUWINGER 1963, 1970). Es stellte sich heraus, daß gerade im Raum der alpinen Waldgrenze die seit langem bekannte Prämisse von der ökologischen Einheit Boden-Vegetation anschaulich bestätigt werden konnte.

Es wurde daher im Laufe der Zeit eine Möglichkeit der Landschaftsökographie verwirklicht, die vom Komplex der lebenden Organismen einschließlich ihres Lebensraumes Boden ausgeht und nicht von der Messung seiner Außenfaktoren.

2. Methodik

Im Mittelpunkt der Untersuchungen stand der Boden und seine Beziehungen zu Vegetation und Relief. Den derzeit geltenden Vorschriften folgend, wurden Bodentyp, Bodenform und Humusform möglichst genau gekennzeichnet und die Pflanzendecke der unmittelbaren Umgebung bezüglich Artenbestand, Deckung, Wuchshöhe und Indikatoren - zum Beispiel für Bewindung, Wasserführung, Säuregrad, Beweidung u. a. - differenziert. Die Lage im Relief wurde genau beachtet und die Aufnahmestellen daher nicht zufällig oder im Rasterverfahren, sondern an repräsentativen Geländestellen angelegt.

Nach den Freilandarbeiten, welche im Auffinden von Gesetzmäßigkeiten in der Kombination Boden-Vegetation-Relief bestanden, wurden die endgültigen Grenzen der Areale im Luftbild erfaßt und in die topographische Kartenunterlage eingetragen. Die Arealgrenzen konnten in Schwarz-Weiß-Luftbildern durch Grauabstufungen, noch besser in Farb-Infrarot-Luftbildern und Bilddarstellungen von Scanneraufnahmen durch Farbunterschiede erfaßt werden. Hier erschlossen sich in letzter Zeit Möglichkeiten für weitgehende Objektivierung der Kartierungen (SCHNEIDER et al. 1983).

Hier erschlossen sich in letzter Zeit Möglichkeiten für weitgehende Objektivierung der Kartierungen (SCHNEIDER, HEISELMAYER, PLANK 1983; BEISSMANN 19).

Für forstlich-technische Zwecke bewährte sich der Maßstab 1 : 5000 zur Darstellung der ökologischen Einheiten. Während der Kartierungen wurde jeweils ein bestimmter Lokalcharakter des Geländes durch verschiedene Kombinationen der ökologischen Faktoren sichtbar. Zur Demonstration dieser Vielfältigkeit werden im folgenden einige Beispiele vorgestellt.

3. Kombinierte Boden-Vegetationskarten als Beiträge zur Landschaftsökologie

3.1 Karte vom Bereich Obergurgler Zirbenwald-Hohe Mut, Ötztaler Alpen (NEUWINGER 1987a)

Ziel der Kartierung (Abb. 1) war der Nachweis der Beeinflussung ökologischer Einheiten durch verschiedenartige Bewirtschaftung im Zusammenhang mit Klimafaktoren sowie die Beobachtung der Regeneration. Ökologische Informationen im Gelände ergaben sich durch Gliederung der Einheiten: Der Faktorenkomplex Wind-Schnee-Einstrahlung, modifiziert durch Seehöhe und Relief, wirkt sich

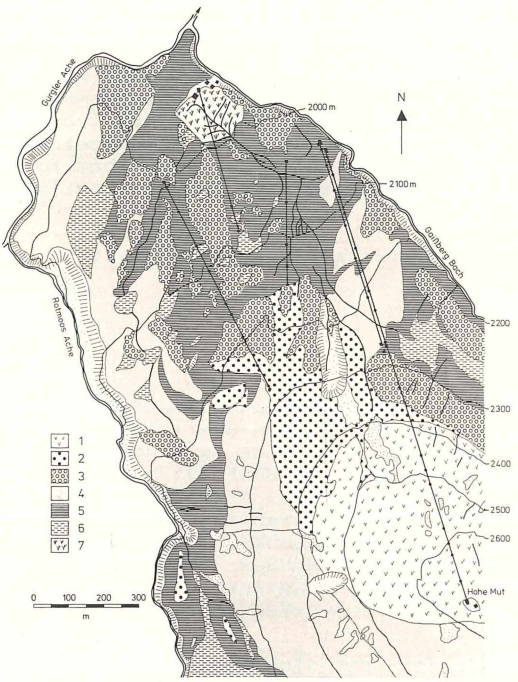


Abb. 1: Karte der Hohen Mut, Obergurgl
(vereinfachter Ausschnitt der Original-Farbkarte)

Legende der Signaturen:
1 Zwergpodsole unter schütteren Rasen und Spalierheiden
2 Eisenhumuspodsole unter dichten Flechten- und Spalierheiden
3 Eisenpodsole unter teilweise bewaldeten dichten moosreichen Alpenrosenheiden
4 Podsolkolluvien unter schütteren, grasreichen Alpenrosen- und Beerenheiden, bis etwa 2200 m schütter bewaldet
5 pseudovergleyte Podsolreste mit schütterer hydromorpher Vegetation
6 hydromorphe Bodenserien unter Naßfluren
7 pseudovergleyte, tiefgründige Podsolkolluvien unter Düngewiesen

in unterschiedlichen Feuchte-Wärmeverhältnissen der ökologischen Einheiten aus. Die flachgründige Bodendecke von Zwerg- und Eisenhumuspodsolen unter Spalier- und Flechtenheiden ist stark bewindet, schneearm, daher kühltrocken (Areale 1, 2); die Podsolkolluvien der sonnigen Lagen im Windschatten dagegen sind schneereich, daher in der Vegetationszeit warmfeucht (Areal 4); in der Pflanzendecke sind neben Zwergsträuchern viele Gräser und Kräuter. Die Schmelzwassertätigkeit hält ständig kleinflächige Erosionen im Gange, die eine 'Verjüngung' des Bodens durch Feinsandeinlagerungen bewirken, und die Rasenbildung fördern. Bis etwa 2200 (2300) m ü.d.M. sind diese sonnigen Lagen als Kuhweiden, im Alpingebiet als Schafweiden genutzt. Im subalpinen Waldbereich überwiegt der Einstrahlungsfaktor, Bewindung und Schneebedeckung sind weitgehend reliefunabhängig; in

besonnten Lagen verändert die Weidewirtschaft Böden und Vegetation (Areale 3, 4 bis 2200 m, NEUWINGER 1980).

Die Einheit 5 der Karte - stark steinige Pseudogley-Podsolreste - ist im Waldbereich durch radikale Planierung des Wald- und Heidebodens für Pisten- und Wegebauten erst in jüngster Zeit entstanden, über der Waldgrenze durch starke Weidetätigkeit und Hangrutsch schon in den vergangenen Jahrhunderten.

Folgende Regenerationsmöglichkeiten bestehen: In Schattlagen an der Waldgrenze wurden bei Entfernung der Pflanzendecke und nur oberflächlicher Störung des Humuskörpers folgende Regenerationszeiten beobachtet:

Rhododendron ferrugineum: 20 Jahre, Vaccinienarten: 10 Jahre, Zirbenjungwuchs bis Wipfelhöhe von 2 m: rund 50 Jahre.

Boden auf Grund von ^{14}C-Daten: 10 cm organische Auflage: 500 Jahre, reife Podsole über 3000 Jahre (NEUWINGER 1970). In sonnigen Lagen über Kolluvien: 15 cm A_h-Horizont unter grasreicher Zwergstrauchheide in 2000 m ü.d.M.: 500 - 700 Jahre, Rasen über frischen Kolluvien: 10 Jahre (Beobachtung). Bei Entfernung des Humuskörpers von Podsolen in Schattlagen im Bereich der Waldgrenze bildete sich eine Grünerlen-Hochstaudenflur, deren Alter nach den datierten Murereignissen auf 100 - 200 Jahre geschätzt werden kann. Über der Waldgrenze wurde nach Bodenabtrag in bewindeten Schattlagen keine Regeneration beobachtet.

Ökologische Informationen durch Laboruntersuchungen ergaben folgende Kennwerte des Wasserhaushaltes (Abb. 2):

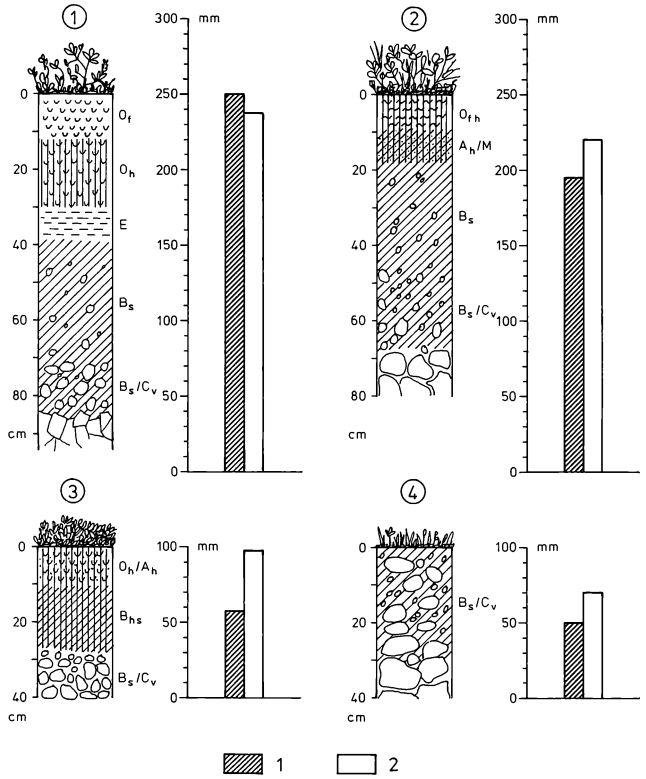


Abb. 2: Kennwerte des Wasserhaushaltes in Kartierungseinheiten der Hohen Mut, Obergurgl

Bodenprofile: 1 Eisenpodsol unter dichter Alpenrosenheide
2 Podsolkolluvium unter schütterer Heide, Beweidung
3 Eisenhumuspodsol unter dichter Flechten-Beerenheide
4 Rasen über steinigem Bodenrest auf Schipiste

Blockdiagramme: 1 Sickerwasserraum
2 Haftwasserraum

Reife Eisenpodsole (Areal 3) besitzen einen so großen Sickerwasserraum, daß sie im gesamten Bodenkörper etwa 250 mm Wasser rasch aufnehmen können; da sich die Sickerwasserfronten mit rund 3 cm pro Minute abwärts bewegen, bedeutet das, daß auch Katastrophenniederschläge sofort vom Boden aufgenommen werden können. Der Sickerwasserraum von mittelgründigen Podsolkolluvien ist um 20 % verringert, die Wasserfronten bewegen sich nur halb so schnell; beim Schipistenboden beträgt die Reduzierung sogar 80 %, die Wasserbewegung ist auf 0.6 mm in der Minute abgesunken.

Das Gesamtspeichervermögen, einschließlich des pflanzenverfügbaren Haftwassers ist beim reifen Eisenpodsol sehr hoch, nahezu 500 mm, mittelgründige Podsolkolluvien besitzen davon noch 85 %, die Böden der Schipisten maximal 25 %.

Als Kartierungsergebnisse ergaben sich folgende Feststellungen: Im Zug der Weidewirtschaft vergangener Jahrhunderte wurden im Gebiet Böden und Vegetation zwar im Sinne der Nutzung verändert, blieben aber regenerationsfähig erhalten; ihre wichtigsten Funktionen für Wasser- und Bioelementhaushalt erfuhren eine leichte Veränderung durch Erhöhung der Speicherkapazität, aber keine Unterbindung.

Der Schitourismus der letzten Jahrzehnte griff auch in das bisher geschonte Gebiet der schwer zu regenerierenden Wälder und Heiden der Schattlagen über, so daß große Teile der Landschaft zerstört wurden und der bisher geregelte Wasser und Bioelementhaushalt zusammenbrach.

Die jetzt noch erhaltenen Areale (2, 3) müssen daher unter Schutz gestellt werden.

3.2 Kartierung im oberen Einzugsgebiet des Dürnbaches im Oberpinzgau, Salzburg (KRONFELLNER-KRAUS et al. 1982, NEUWINGER 1987b)

Ziele der Kartierung (Abb. 3) waren der Nachweis der Minimalaufnahmerate und der Speicherfähigkeit für Wasser in den Boden-Vegetationseinheiten sowie eine Eignungsprüfung für Aufforstungen im Waldgrenzbereich.

Folgende ökologische Informationen erbrachte die Geländeuntersuchung:
Die Kartierung ergab eine starke Abhängigkeit der ökologischen Einheiten vom Gesteinsaufbau, dem Klimakomplex und der Weidewirtschaft. Auf zerklüfteten Gesteinen des linken Bacheinhanges fanden sich in Schattlagen verbreitet reife Podsole; am rechten Bacheinhang waren auf Verebnungen und sonnseitigen Hängen über hangparallelen Gesteinsschichten überwiegend Pseudogley-Kolluvien und hydromorphe Boden- und Vegetationseinheiten festzustellen.

Ökologische Informationen, die sich aus Laboruntersuchungen ergaben, waren folgende:
Abb. 4 mit Kennwerten des Wasserhaushaltes informiert über den Tiefenverlauf der Minimalretention (das ist die Differenz zwischen Feldsättigung und maximaler Wassersättigung) sowie die Verteilung von Sicker- und Haftwasserporen im Profil. Unter jedem Profil werden die mittleren Werte für die Minimalretention sowie die Sicker- und Haftwasserporen im gesamten Solum angegeben. Die Minimalretention beträgt beim reifen Eisenpodsol das Doppelte des Wertes vom pseudovergleyten Podsolkolluvium und nahezu das Dreifache des Wertes vom Stagnogley. Vergleichende Bioelementuntersuchungen ergaben höhere Speicherleistungen für die Kolluvien als für die Podsole.

Als Kartierungsergebnis kann festgehalten werden:
Die wahrscheinlich im Mittelalter begonnene Entwaldung des Gebietes für Almwirtschaft und Bergbau hat den Wasserhaushalt stark gestört, es kam zu mehreren Murkatastrophen.
Insgesamt bringt der rechte Bacheinhang die größeren Abflußmengen; seine vorwiegend kolluvialen Böden sind jedoch für Aufforstungen besser geeignet als die Podsole des linken Einhanges.
Es ist anzunehmen, daß eine Wiederbewaldung der extensiv beweideten rechten Einhänge den Wasserhaushalt allmählich einregeln würde.

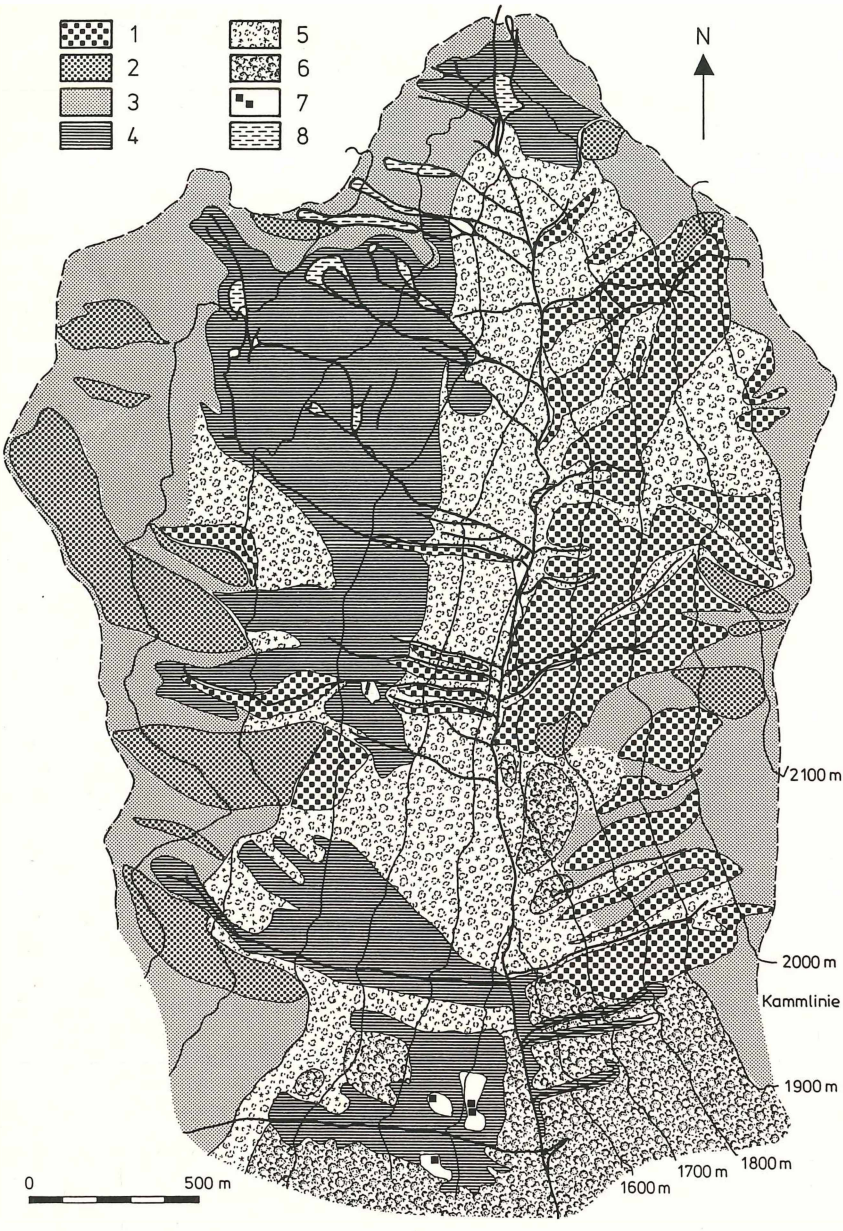


Abb. 3: Oberes Einzugsgebiet des Dürnbaches im Oberpinzgau, Salzburg

Legende der Signaturen:

1 Böden der Podsolserie unter dichten Alpenrosenheiden
2 Eisenhumuspodsole unter Beeren- u. Flechtenheiden
3 Podsolkolluvien unter schütteren, vergrasten Beerenheiden
4 hydromorphe Einheiten (Anmoore und Moore, Stagnogleye)
5 pseudovergleyte Podsolkolluvien unter grasreichen Heiden
6 Wald
7 Gebäude
8 Quellsümpfe

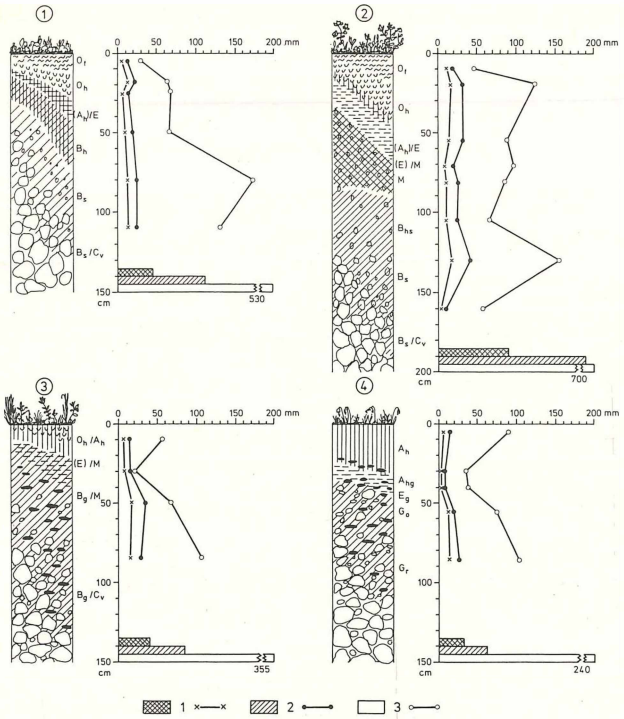


Abb. 4: Kennwerte des Wasserhaushaltes in Kartierungseinheiten des Dürnbaches im Oberpinzgau bei Neukirchen

Bodenprofile: 1 Eisenhumuspodsol
2 Eisenpodsol z. T. mit Stockwerkprofil
3 pseudovergleytes Podsolkolluvium
4 Stagnogley

Blockdiagramme: 1 Minimalretention (= Differenz zwischen Feldkapazität und maximaler Sättigung)
2 Sickerwasserraum
3 Haftwasserraum

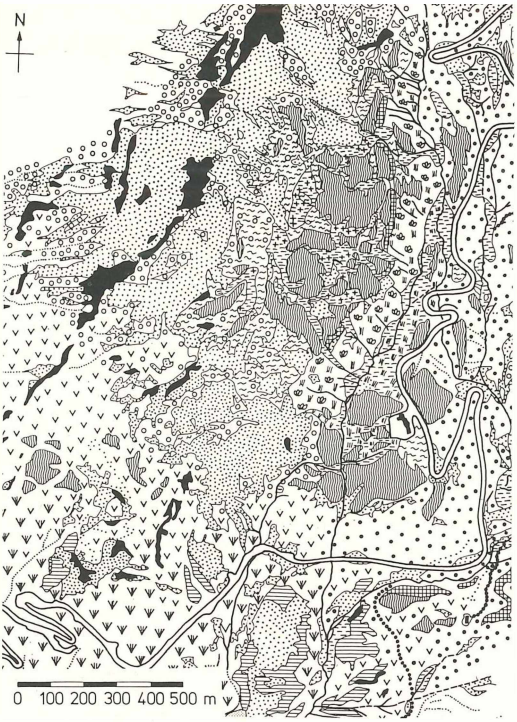
3.3 Luftbildauswertung aus dem Bereich Tauernbach, Großglockner

Abb. 5 zeigt einen Ausschnitt der Luftbildauswertung Neuwingers (unpubl.).

Ihre Ziele waren: Als Beitrag zu einer Ökosystemanalyse (CERNUSCA 1977) bodenökologische Untersuchungen, in bezug zu den bereits durchgeführten Arbeiten im Rahmen des MaB-Programmes (FRANZ 1980).

Die Geländeaufnahmen brachten folgende ökologische Informationen: Wie bei den vorangegangenen Beispielen wurden durch kongruente Boden-Vegetationseinheiten verschieden starke Einflüsse des höhen- und reliefabhängigen Klimakomplexes, des Gesteinsuntergrundes und der Bewirtschaftung nachgewiesen. Trotz der Hauptexposition nach Süden fanden sich kleinflächig in stark bewindeten Schattlagen an Moränenhängen Böden der Podsolserie unter dichten Flechtenheiden. Auf den flachen Moränenkuppen waren Krummseggenrasen ("Curvuleten") auf Pseudogleyen festzustellen, die den Frostgleyen nahestehen ("alpine Pseudogleye" nach Franz).

Scharf abgegrenzt fanden sich Einheiten auf Kalkschiefergesteinen: Pararendsinen und mäßig saure Braunerden unter Rispengrasmatten (*Poa-alpina*-Matten). Die Curvuleten werden hauptsächlich für Schafweiden genutzt, die *Poa-alpina*Matten für Kuhweiden. Das Hauptweide- und Mahdgebiet befindet sich in den subalpinen Rasen der mäßig sauren Braunerdekolluvien.



obere alpine Stufe:

1 Fels

2 Schutt

3 Polster, offene Rasen, neutral, Pararendsinen

4 Polster, offene Rasen, sauer, Pseudogleye

alpine Stufe:

5 geschlossene Rasen, neutral, Pararendsinen

6 geschlossene Rasen, sauer, Pseudogleye

7 Spalierheiden, Podsolreihe

Kolluvialböden, obere subalpine Stufe:

8 verheidete Rasen, schwachsauer bis neutral

9 artenreiche Mähder u. Weiden, schwachsauer bis neutral

10 verheidete Weiderasen, Zwergstrauchgebüsch

11 Latschen-Erlen-Weidengebüsch, Einzelbäume

12 schütterer Wald, Weide

13 Blockwald, dichte moosreiche Heide, Podsolranker

hydromorphe Einheiten:

14 feuchte artenreiche Rasen vergleyte Braunerde

15 Deschampsia caesp. u. Hochstauden, Anmoore, Gleye

16 Niedermoore, Quellfluren Schneetälchen, Gleye

Wasserläufe

Wege

Straße

Gebäude

Abb. 5: Luftbildauswertung aus dem Bereich des Tauernbaches am Großglockner, Kärnten
Ausschnitt; die Einheiten wurden auf einer Folie über dem nicht entzerrten Schwarz-Weiß-Luftbild eingetragen

Die kleinflächig verteilten Flechtenheiden über podsoligen Böden und die Krummseggenrasen über Pseudogleyen zeigten an alten Anrissen geringes Regenerationsvermögen, während in den Rispengrasmatten über Pararendsinen und Braunerden die Bodenverletzungen eine artenreiche Erstbesiedlung zeigten und daher rasche Regeneration versprachen.

Die Laboruntersuchungen ergaben folgende Informationen: Die Böden der Podsolserie wiesen im Bodenvolumen hohes Wasserspeichervermögen und geringe Bioelementvorräte auf, die Pararendsinen und Braunerden bei geringem Sickerwasserraum hohes Speichervermögen für pflanzenverfügbare Feuchte sowie Bioelemente.

Als Kartierungsergebnisse seien genannt: Wie bei den vorangegangenen Beispielen war es möglich, enge Beziehungen zwischen Boden, Vegetation und Relief nachzuweisen und diese mit Gesteins- und Klimafaktoren in Verbindung zu bringen. Zusätzlich zeigte sich eine starke hydromorphe Überprägung der Einheiten sowie Einflüsse der Bewirtschaftung, die sich den vorgegebenen Bedingungen angepaßt hatte. Die Kartierung kann als Grundlage für Maßnahmen zur Erhaltung alpiner und subalpiner Weiden dienen. Die im Gelände aufgenommenen Einheiten konnten in Schwarz-Weiß- und Farb-Infrarotluftbildern sowie in Scanneraufnahmen abgegrenzt werden.

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Es wurden an drei Beispielen die Ergebnisse einer kombinierten landschaftsökologischen Kartierung gezeigt, wobei jeweils eine starke Lokalprägung festgestellt wurde. Die Auswertung derartiger Kartierungen kann vielfältigen Zwecken angepaßt sein, im vorliegenden Fall sollte die gegenseitige Abhängigkeit von Schutz und Nutzung untersucht werden.

Die Karte vom Bereich Obergurgler Zirbenwald-Hohe Mut (Ötztaler Alpen) zeigt die Abhängigkeit verschiedenartiger Bewirtschaftung von Klimafaktoren sowie Regenerationsmöglichkeiten gestörter Areale auf. Es ergab sich, daß die landwirtschaftlichen Flächen sich unter Nutzung der ökologischen Gegebenheiten in die Landschaft eingefügt hatten; die Böden und ihre Funktionen für Wasser- und Bioelementhaushalt blieben naturnah erhalten. Auf Grund der vollkommenen Zerstörung der Landschaft durch den Schitourismus und die nachträglichen Folgen für den Wasserhaushalt wird der Schutz der noch erhaltenen regenerationsunfähigen Wald- und Zwergstrauchareale gefordert.

Die Karte vom oberen Einzugsgebiet des Dürnbaches im Oberpinzgau (Salzburg) ist ein Beispiel der Grundlagenerhebung für Zwecke der Wildbach- und Lawinenverbauung. Es sollte vorwiegend die Wasseraufnahme der verschiedenen ökologischen Einheiten in Hinblick auf die zu erwartende Abflußrate des Niederschlags untersucht werden. Es zeigte sich hier vor allem eine starke Abhängigkeit der Kartierungseinheiten vom Gesteinsaufbau im Zusammenhang mit einer extensiven Bewirtschaftung, welche sich nachteilig auf den Wasserhaushalt auswirkte. Auf Grund der Erhebungen bezüglich des Speichervermögens für pflanzenverfügbare Feuchte und Bioelemente konnten günstige Aufforstungsareale vorgeschlagen werden; es ist anzunehmen, daß diese Wiederbewaldungen den Wasserhaushalt im Lauf der Zeit einregeln werden.

Die Luftbildauswertung aus dem Bereich des Tauernbaches am Großglockner sollte die Gründe für die arbeitsintensive Nutzung alpiner Areale beleuchten. Wie beim ersten Beispiel aus den Ötztaler Alpen sind auch hier die Weide- und Mahdflächen seit Jahrhunderten den Landschaftsgegebenheiten im allgemeinen gut angepaßt, überwiegend sogar durch die Nutzung günstig verändert: die Speicherkapazität für Wasser- und Bioelemente wurde im Vergleich zu den ursprünglichen Wald- und Zwergstrauchböden erhöht. Ausnahmen bilden die hydromorphen Einheiten und flachgründige, felsige Bereiche. Auf Grund der vorliegenden Kartierung können Areale für die Erhaltung der Nutzungsgebiete abgegrenzt werden.

Die hier besprochene Methode der landschaftsökologischen Kartierung stellt ein rasches und unkompliziertes Verfahren dar, das sich auf die Erfassung der Reliefeinheiten stützt. Auf Grund genauer Geländeerhebungen können mit Hilfe von Luftaufnahmen die Einheiten objektiv abgegrenzt werden; die Ergebnisse der Laboruntersuchungen für Wasser- und Bioelementverfügbarkeit oder andere Werte sind dann quantitativ auf die Flächen berechenbar.

Die Graphiken stammen von Reinhold Gapp (Botan. Inst. der Univ. Innsbruck).

Literatur

AULITZKY H., 1963: Grundlagen und Anwendung des vorläufigen Wind-Schnee-Ökogrammes. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Mariabrunn 60: 763 - 834.

AULITZKY H., TURNER H., 1982: Bioklimatische Grundlagen einer standortgemässen Bewirtschaftung des subalpinen Lärchen-Arvenwaldes. Eidg. Anst. forstl. Versuchsw. 58: 325 - 580.

BEISSMANN H., 19 : Beiträge der Fernerkundung und digitalen Bildverarbeitung zu geoökologischen Fragestellungen. Ein Fallbeispiel aus dem MaB-Arbeitsgebiet Wallackhaus-Hochtor. Öst. Ak. Wiss. Wien.

CZELL A., 1963: Die forstliche Eignung von Böden oberhalb des Wirtschaftswaldes, dargestellt am Beispiel des Mittleren Zillertales. Ber. naturw.-med. Ver. Innsbruck 53: 29 - 55.

CZELL A., 1964: Die Massnahmenkarte als Grundlage für Aufforstungsprojekte oberhalb des Wirtschaftswaldes. Centralbl. ges. Forstw. 81: 158 - 187.

CERNUSCA A. (Ed.), 1977: Alpine Grasheide Hohe Tauern: Ergebnisse der Ökosystemstudie 1976. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 1: 175 S.

FRANZ H., 1980: Die Gesamtdynamik der untersuchten Hochgebirgsböden. Veröff. öst. MaB-Hochgebirgsprogr. Hohe Tauern 3: 177 - 286.

FRIEDEL H., 1952: Gesetze der Niederschlagsverteilung im Hochgebirge. Wetter Leben 4: 5 - 7.

FRIEDEL H., 1961: Ökologische Vegetationskunde. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Mariabrunn 59: 13 - 19.

FRIEDEL H., 1965: Kleinklima-Kartographie. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Mariabrunn 66: 13 - 32.

FRIEDEL H., 1979: Kleinklima-Kartographie (Die Kartierung und spezielle Berechnung potentieller Einstrahlungssummen). Wetter Leben 31: 169 - 188.

KRONFELLNER-KRAUS G., NEUWINGER I., RUF G., SCHAFFHAUSER H., 1982: Exkursionsführer für den Dürnbach. Beiträge zur Wildbacherosions- u. Lawinenforschung. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien 144: 229 - 241.

KRONFUSS H., STERN R., 1978: Strahlung und Vegetation. Ang. Pflanzensoz. 23: 78 S.

NEUWINGER I., CZELL A., 1959: Standortsuntersuchungen in subalpinen Aufforstungsgebieten. Forstwiss. Cbl. 78: 327 - 372.

NEUWINGER I., 1963: Beziehungen zwischen Relief, Pflanzendecke und Boden an der Obergrenze des Zirben-Lärchenwaldgürtels. Ber. naturw.-med. Ver. Innsbruck 53: 143 - 156.

NEUWINGER I., 1970: Böden der subalpinen und alpinen Stufe in den Tiroler Alpen. Mitt. Ostalp.-Din. Ges. Vegetationsk. 11: 135 - 150.

NEUWINGER I., 1980: Erwärmung, Wasserrückhalt und Erosionsbereitschaft subalpiner Böden. Beiträge zur subalpinen Waldforschung 2. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien 129: 113 - 144.

NEUWINGER I., 1987a: Bodenökologische Untersuchungen im Gebiet Obergurgler Zirbenwald-Hohe Mut. Veröff. öst. MaB-Progr. 10.

NEUWINGER I., 1987b: Böden und Vegetation im oberen Einzugsgebiet des Dürnbaches im Oberpinzgau, Salzburg, und ihr Einfluss auf den Wasserrückhalt. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst.

SCHNEIDER W., HEISELMAYER P., PLANK H., 1983: Rechnerunterstützte objektivierte Vegetationskartierung aus Farb-Infrarot-Luftbildern, dargestellt am Beispiel der Umgebung des Glocknerhauses. Veröff. öst. MaB-Progr. 7: 61 - 78.

Adresse:

Dr. I. Neuwinger
Außenstelle für subalp. Waldforschung
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Rennweg 1 Hofburg

A-6020 Innsbruck

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Ökosysteme in systemtheoretischer Hinsicht

Josef Schurz

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

Schurz J., 1987: Ökosysteme in systemtheoretischer Hinsicht. CLB (Chemie f. Labor u. Betrieb) 38: 461 - 466

Adresse:

Prof. Dr. J. Schurz
Inst. f. Physik. Chemie Univ.
Heinrichstr. 28

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Die Rolle des MAB 6-Projektes Berchtesgaden in der Umweltforschung der Bundesrepublik Deutschland

Günther Bachmann

S y n o p s i s

The MAB-project 'The influence of man on high-mountain-ecosystems in the National- and Alpenpark Berchtesgaden' is sponsored by the Bavarian state ministry and the federal environmental agency (UBA). After quite a long period of preparation the main part of the project has just begun. Results are to be expected for the next years.
With regard to the geografic informationsystem and the concept of datamanagement and -evaluation the project already gave some new elements to the concept for ecosystem research, elaborated in 1978 by order of the federal minister of the interior.

Berchtesgaden, ecosystem research, informationsystem, MAB-6, modelling

1. Vorbemerkung

Das Forschungsvorhaben 'Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden' wird vom Umweltbundesamt (UBA) gemeinsam mit dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltschutz (BayStMLU) gefördert und vom Umweltbundesamt fachlich betreut. Es ist damit Bestandteil des Umweltforschungsplanes des Bundesministers des Innern (BMI). Im Hinblick auf die im Umweltbundesamt zum Themenbereich Ökologie und Ressourcenhaushalt geförderten Projekte kommt diesem eine besondere Bedeutung zu nicht nur als Beitrag der Bundesrepublik Deutschland zum UNESCO-Programm 'Man and the Biosphere', sondern insbesondere auf Grund seiner thematischen Breite und des neuartigen methodischen Ansatzes der flächenbezogenen ökologischen Bilanzierung und der Modell- und Scenariotechnik.

2. Bisheriges Forschungskonzept

Als Einstieg in die kursorische Erläuterung der Rolle des MAB-Vorhabens wie sie sich aus unserer Sicht darstellt sei auf Abb. 1 hingewiesen. Sie zeigt die damalige Einordnung der Ökosystemforschung in die Aktivitäten im Forschungsbereich Ökologie. Diese ist im wesentlichen unverändert, wenn auch einzelne Punkte natürlich fortgeschrieben sind.

Nach wie vor gilt die zeitliche und methodische Gliederung unserer verschiedenen Aktivitäten, hier als 'Lernfelder' zur Umsetzung der Zielvorstellungen bezeichnet. Die Ökosystemforschung liefert Beiträge zur ökologischen Umweltbeobachtung der Bundesrepublik Deutschland und zur ökologischen Absicherung von Fachpolitiken und auf einzelne Medien bezogenen Grenzwert-Konzepten. Sie soll deswegen in repräsentativen Räumen beispielhaft durchgeführt werden und strebt die Vergleichbarkeit und Verallgemeinerbarkeit der angewandten Verfahren und Methoden ebenso an wie eine noch zu schaffende zentrale Zugriffsmöglichkeit und Dokumentation der Analysenmethoden, Ergebnisse und Datenbestände.

Die Abb. entstand im Zusammenhang mit einer damals im Auftrag des BMI/UBA erstellten Studie 'Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung' (ELLENBERG et al. 1978). Sie stellt den ersten zusammenhängenden Entwurf für ein langfristiges Programm der Ökosystemforschung dar. In ihrer Struktur mehr oder weniger als Themenkatalog angelegt, vermittelt sie einen Eindruck über jene Forschungsfelder der Ökosystemforschung, die auf Grund der Belastungssituation der Umwelt als vorrangig erschienen. Als zentrale Kategorie zur Betrachtung von Ökosystemen - differenziert nach terrestrischen, aquatischen und urban-industriellen Systemen - wurde die Analyse der Energie- und Stoffumsätze benannt, um auf ihrer methodischen Grundlage z. B. Probleme der Schwermetallbelastung des Bodens oder der Filterfunktion der Wälder zu bearbeiten.

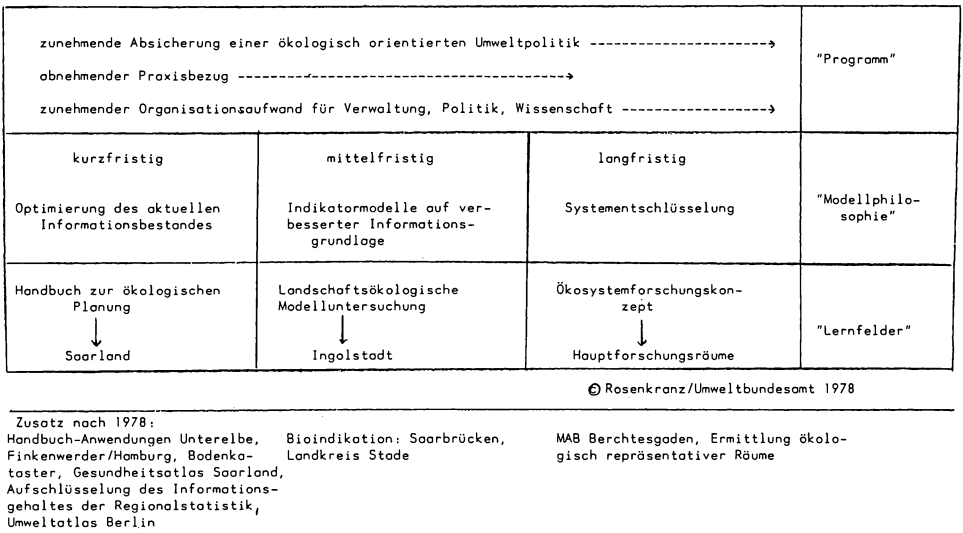


Abb. 1: Forschungskonzept 'Ökologie und Ressourcenhaushalt' 1978

Für die konkrete Bearbeitung eines so komplexen Themas wie 'Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme' waren allerdings einige konzeptionelle Weiterentwicklungen erforderlich, auf die im folgenden kurz hingewiesen sei.

3. Weiterentwicklung

Dem Berchtesgadener Projekt in seinem Konzept von Datenerhebung und -auswertung gleichzusetzende Projekte gibt es in der Bundesrepublik Deutschland derzeit nicht. Sicherlich auch, weil hier das Untersuchungsgebiet unter einem rechtlichen Status steht, der eine Ökosystemforschung erlaubt und erfordert, was bei möglichen anderen Forschungsräumen (noch) nicht der Fall ist. Es ist daher aus formalen Gründen streng genommen nicht möglich, in diesem Rahmen die Verallgemeinerbarkeit von Berchtesgadener Arbeitsschritten, methodischen Vorgehensweisen und technischen Hilfsmitteln festzustellen und die Übertragbarkeit auf andere Anwendungsfelder zu bestimmen. Aber der bisherige Bearbeitungsstand des Projektes läßt eine vorsichtige Verfahrensweise bei der Feststellung von verallgemeinerbaren Ansätzen durchaus zu. Gegenwärtig befinden wir uns in der Hauptphase der Datenerhebung, nachdem zunächst allgemeine Durchführbarkeits- und Machbarkeitsstudien sowie Präsentation und Testläufe des methodischen Konzeptes eine hinreichend gesicherte Arbeitsbasis ergaben. Die lange und intensive methodische Vorbereitung des Projektes beschäftigte sich vor allem mit der Formulierung eines Systemansatzes zur Beschreibung des regionalen Ökosystems Berchtesgaden und mit der technisch-methodischen Grundlegung für die flächenbezogenen Aussagen.

Zum heutigen Zeitpunkt sind also zwei Punkte zu nennen, die die Studie von 1978 fortentwickeln:

3.1 Der Raumbezug der Datenerhebung

Bei breit angelegten Datenerhebungsprogrammen besteht regelmäßig die Gefahr, daß es zur Anlage von Datenfriedhöfen kommt. Die Innovation im Berchtesgadener Projekt, die dies vermeiden helfen soll, besteht in der ordnenden Klammer für die Datenerhebung, die vor (!) den Felderhebungen nach materiell-inhaltlichen Kriterien räumliche Bezugsgrößen und einen vom Systemverständnis her bestimmten Datenkatalog (hier: Variablen) festlegt. Auf der Basis der kleinsten gemeinsamen Geometrien und abgeleiteter Typisierung der Nutzung der Landschaft wird ein geografisches Informationssystem (GIS) aufgebaut. Es ermöglicht eine spätere Auswertung der Daten jeweils pro einheitlicher, d. h. homogener und physisch abgegrenzter Fläche. Im Konzept von 1978 war als 'ökologisches Informations- und Bewertungssystem' (S. 20ff.) ein wirkungsbezogenes Ursache-Betroffenen-Kataster ohne konkreten Raumbezug (es sei denn durch seine Benutzung bei konkreten Forschungen) verstanden worden. Als Bewertungssystem wurde eine Sammlung von Methoden zur Raumanalyse

aufgeführt. Die inhaltliche Auswahl des Variablenkatalogs ist vom Systemkonzept und den Merkmalen der Realnutzungstypen bestimmt und mag daher in weiteren Untersuchungsgebieten differieren. Die Herleitung eines geographischen Informationssystems ist nach unserer Auffassung ein heute bereits 'gesicherter' Bestandteil der Ökosystemforschung. Ein geographisches Informationssystem ist zunächst erforderlich, um die Mengen an Daten und Informationen in einer Datenbank abzulegen, die dem Benutzer einen schnellen Zugriff auf die Einzeldaten und deren Zusammenstellung erlaubt. Darüber hinaus ist es für die Ökosystemforschung von entscheidender Bedeutung, daß die Daten auch in verschiedenen Formen miteinander in Beziehung gesetzt werden können. Ohne Vollständigkeit sind hierbei neben statistischen Verfahren vor allem graphische Methoden der Überlagerung und Verschneidung von Informationen gleicher und ungleicher Raumbezüge, die Flächenbilanzierung, Analysen der Nachbarschaftsbeziehungen ersten, zweiten und dritten Grades, Nachvollzug sowie Simulation des vertikalen und horizontalen Stofftransportes zu nennen.

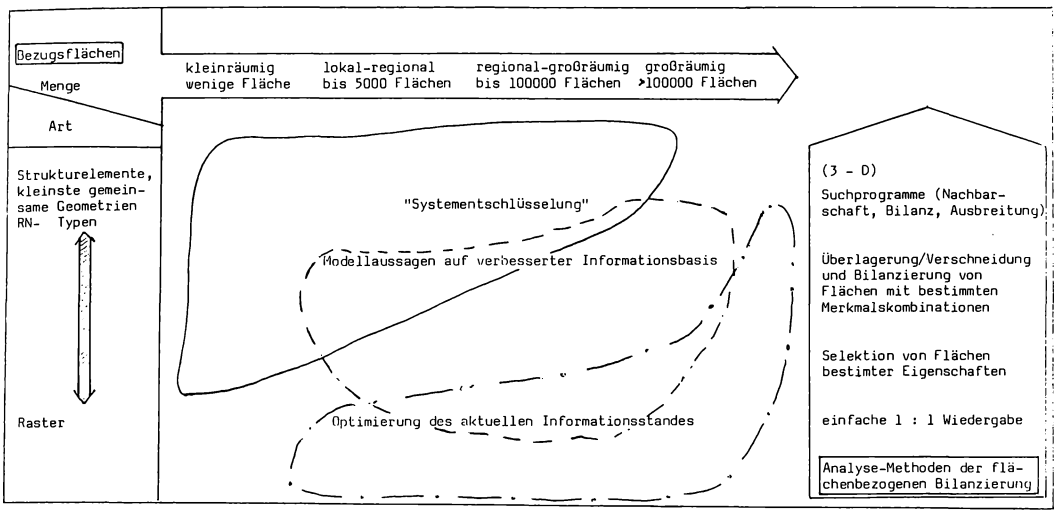


Abb. 2: Einsatzbereiche und Anforderungsprofile an geographische Informationssysteme bei der flächenbezogenen Bilanzierung

Einsatzbereiche und Anforderungsprofile solcher Informations- und Auswertungssysteme in unseren verschiedenen Projekten zeigt Abb. 2, in dem es die Menge an zu verarbeitender Information mit den Auswertungsmethoden sowie der sog. 'Modellphilosophie' in Verbindung setzt. Es soll lediglich aufzeigen, daß die Ökosystemforschung den Einsatz aller flächenbezogenen Auswertungstechniken in einer vorrangig auf reale Raumstrukturen bezogenen Weise erfordert, wobei die Menge der Bezugsflächen den Einsatz der elektronischen Datenverarbeitung nötig macht und damit auch deren spezielle Aussagemöglichkeiten etwa bei Ausbreitungsrechnungen anwenden kann.

Klärungsbedürftig bei der Verallgemeinerung des MAB 6-Ansatzes zum geographischen Informationssystem ist z. Zt. aus unserer Sicht

- die weitere Typisierung der homogenen Bezugsräume in anderen Nutzräumen;
- die Frage, ob die Berchtesgadener Raum-Differenzierung in anderen Gebieten (etwa solchen ohne große Reliefenergie und mit monostrukturierter Nutzung) ausreicht;
- inwieweit das vorgeschlagene GIS auch auf anderen Maßstabebenen und für weitere Formen der Umweltberichterstattung sinnvoll anwendbar ist.

3.2 Modellbildung und Bilanzierung

Auf der Grundlage des aktuellen Standes der naturwissenschaftlichen Wirkungsforschung sowie der Kenntnisse ökologisch-ökonomischer Regionalsysteme werden systemtheoretische,

computerisierte Teilmodelle erarbeitet. Hierbei hat das Projekt den strategischen Vorteil, sein Konzept immer wieder durch die Wechselwirkung zwischen Literaturarbeit, Felderhebungen, Auswertungsworkshops mit den beteiligten Wissenschaftlern und durch Testläufe überprüfen zu können.

Als Einwand gegen den methodischen und prognostischen Wert von Modellen wird oftmals vorgebracht, daß es nutzlos sei, hochkomplexe Modelle zu bauen, solange die Kenntnis der einzelnen kleinen Einheiten noch unzureichend ist. Demgegenüber ist jedoch an der grundsätzlichen Einsicht festzuhalten, daß die Entwicklung komplexer Systeme nicht allein aus der Summe von bekannten Zusammenhängen niederer Organisationsstufen des Ökosystems ableitbar ist. Die funktionale Hierarchie von Ökosystemen muß sich auch in einer differenzierten Forschungsmethode niederschlagen. In diesem Zusammenhang schätzen wir die noch laufenden Arbeiten des Projektes als erste Diskussionsbeiträge ein, die es auch regelmäßig erfordern, die Sinnhaftigkeit einer stark modellbauorientierten Vorgehensweise erneut unter Beweis zu stellen.

Die Verantwortung der Wissenschaft, die wir mit dem Projekt bezüglich des Modellbaus übernehmen und der sich jeder weitere Modellbauschritt gewärtig sein muß, läßt sich kurz an der Problematik der Waldschadenserhebung erläutern: Bekanntlich weist die bundesweit angewandte Methode der Waldschadenserfassung bei allem Fortschritt, den sie überhaupt schon bedeutet, erhebliche methodische und statistische Unsicherheiten auf. Den Modellprognosen in unserem Projekt kommt eine hohe Verantwortung zu. In diesem Sinne unzureichend abgesicherte Modellprognosen wären geeignet, auf Jahre hinaus die Glaubwürdigkeit ökologischer Wissenschaften zu mindern und den Schwungradeffekt, den die gesellschaftliche Diskussion um das Waldsterben für die allgemeine Umweltpolitik bewirkt hat, zu stoppen. Analoges gilt für die Modellaussagen zu regionalen Effekten einer möglichen Durchführung olympische Winterspiele in Berchtesgaden 1992. Diese Modelle werden wir in Veröffentlichungen eingehender dokumentieren als dies bisher in den MAB-Mitteilungen 17 geschehen ist.

Um auf die Bilanzierung ökologischer Abläufe im Naturhaushalt zurückzukommen: Gemäß der Themenstellung des Projekt 'Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme' wird im Schwerpunkt die naturwissenschaftlich-ökologische Fragestellung verfolgt. Einigen Umfang haben auch sozialwissenschaftliche Beiträge im Projekt, was ebenfalls eine grundsätzliche Erweiterung des Konzeptes von 1978 darstellt. Die bisherigen Erfahrungen haben u. E. bestätigt, daß derartige Beiträge integraler Bestandteil von interdisziplinären Ökosystemforschungsprojekten sind.

4. Weitere Anforderungen

Neben den genannten Punkte, die zur Fortschreibung der Ökosystemforschungskonzeption von 1978 geeignet sind, gibt es weitere Bereiche, wie die Waldschadens-Problematik und den Bodenschutz, die mit der Ökosystemforschung in engem inhaltlichen Zusammenhang stehen und die ihrerseits den Projektansatz neu herausfordern.

Die Einsicht, daß zwischen Ökosystem und Boden bzw. Bodenfunktionen enge stofflich-funktionale und strukturelle Wechselwirkungen bestehen, hat sich in der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung (Bundestagsdrucksache 10/2977 vom 7.3.85) u. a. dadurch niedergeschlagen, daß die Nutzbarmachung der MAB-Methode für den Bodenschutz angestrebt werden soll. Es heißt dort (S. 11), daß der Bund gemeinsam mit dem BayStMLU "ein Instrumentarium für ökologische Systemanalysen und Auswertungen erarbeitet und erprobt (hat), das nunmehr auch für Aufgaben des Bodenschutzes weiterentwickelt werden kann". Dieser innerhalb der Konzeption isoliert plazierte Hinweis ist auf seine inhaltliche Tragweite zur Darstellung und Lösung der Probleme des Bodenschutzes zu überprüfen. Das geographische Informationssystem und das Konzept der stofflichen Bilanzierung können hier ihre Leistungsfähigkeit unter Beweis stellen. Eine Bilanzierung der Bodenfunktionen wäre eine gute Voraussetzung zur weiteren Konkretisierung und Umsetzung der programmatischen Grundsätze des Bodenschutzes (etwa haushälterischer Umgang mit dem Boden, Boden als Regelungsmaßstab).

Ähnliche Erwartungen im Hinblick auf die Arbeitsergebnisse der noch ausstehenden Synthesephase des Projektes beziehen sich u. a. auf Waldschadenshypothesen, auf Konzepte zur laufenden Umweltbeobachtung und auf schon praktizierte Formen der Umweltberichterstattung, bei denen durch die anzupassende Anwendung der Methode 'Geographisches Informationssystem + Variablen-Katalog + Auswertung/Bilanzierung in verschiedenen Ebenen der funktionalen Hierarchie des Ökosystems' Weiterentwicklungen zu erhoffen sind.

5. Schlußbemerkung: Grenzen der Computer-Ökologie

Trotz aller systemaren Ansätze und Modelle ist dem Computer nicht einfach eine Gebrauchsanleitung zur Handhabung der Welt oder des regionalen Systems Berchtesgaden zu entnehmen, abgesehen davon, daß man ihm nur entnehmen kann, was zuvor an empirisch gesicherten Daten und an abgesicherten Wertungen eingegeben hat.

Jeder Wissenszuwachs in der Berchtesgadener Ökosystemforschung hat neue offene Fragen aufgedeckt. Eine Handlungsorientierung resultiert möglicherweise nicht immer aus dem gesicherten Wissen über die Umwelt, sondern gerade auch aus dem offengelegten Nicht-Wissen, etwa aus der Unsicherheit über die Wirkungen der Zehntausende von Stoffen, die laufend in die Umwelt freigesetzt werden oder über die ökologischen Wirkungen eines regionalen Investitionsschubes.

Literatur

ELLENBERG H., FRÄNZLE O., MÜLLER P., 1978: Ökosystemforschung im Hinblick auf Umweltpolitik und Entwicklungsplanung. Forschungsbericht 78 - 101 04 005 i. A. des Umweltbundesamtes. Kiel.

Über den Stand des Projektes informiert der Bericht über das 3. internationale Seminar 'Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden vom 16. - 17.4.1984 = MAB-Mitteilungen Nr. 19, hrsg. v. Deutschen Nationalkomitee MAB, Bonn 1984; erhältlich über die MAB-Kontaktstelle, c/o Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Postfach 12 06 29, D-5300 Bonn 1.

Adresse:

Dr. Günther Bachmann
Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1

D-1000 Berlin 33

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Systemwissenschaft und angewandte ökologische Forschung

Wolf-D. Grossmann

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

GROSSMAN W.-D., 1987: Strategic concepts made applicable with maps for strategic advice and control. Ber. Öst. Forschungszentr. Seibersdorf (OEFZS) 4391.

Adresse:

Wolf-D. Grossmann
Rysergasse 21

A-1238 Wien

MAB-Projekt 6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme – integrierte Auswertungsmethoden und Modelle für die Ökosystemforschung Berchtesgaden –

Jörg Schaller und Lutz Spandau

S y n o p s i s

General research methods and guidelines of evaluation of the database created for the ecosystem research 'Man and Biosphere - project 6' Berchtesgaden are presented. Systems approach in form of a hierachical model combination and area related ecological-economical balancing is discussed together with questions of data capture, interpretation, classification, aggregation and processing. An example to demonstrate the developed methods is the case study on the environmental impact of the planned winter Olympics in the region of Berchtesgaden. The method is based on the evaluation of a geographical information system (GIS). The GIS data base represents area related ressource-, land-use and socio-economical data.

Ecological modelling, ecosystem research, environmental impact study, geographical information system, human influence on high mountain ecosystems, integrated evaluation and assessment methods, Man and Biosphere project (MAB), national park Berchtesgaden

1. Einführung

Im Rahmen der Vorbereitungsphase zum deutschen MAB-Projekt 6 (vgl. DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB 1981-1984) wurden durch viele Einzelpersonen und Institutionen methodische Vorstudien durchgeführt und Konzepte ausgearbeitet, aus denen ein Modellkonzept zur Bearbeitung der komplexen Fragestellungen entwickelt wurde.

Die generellen Fragen des MAB-Projektes beziehen sich auf die natürlichen Ressourcen und die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf diese. Der Zustand von Grundwasser, Oberflächengewässern, Boden, Lokalklima, Tier- und Pflanzenwelt wird untersucht und dabei wird die Belastbarkeit und Empfindlichkeit alpiner Ökosysteme für Nutzungsansprüche erforscht und unterschiedliche Nutzungsvarianten in ihren Auswirkungen auf Naturhaushalt und Mensch beurteilt. In den MAB-Projekten wird großer Wert auf die Umsetzbarkeit der Forschungsergebnisse gelegt, d. h. sie sollen letztendlich zu einer ressourcenverträglichen Landnutzung führen. Um diese Ziele möglichst wirkungsvoll zu erreichen, werden neben den grundsätzlichen Ökosystemforschungsarbeiten aktuelle Fallbeispiele wie das Waldsterben oder die Auswirkungen möglicher Olympischer Spiele herausgegriffen und bearbeitet.

2. Theoretische Grundlagen

Der für das deutsche MAB-Projekt 6 entwickelte Modellansatz lehnt sich an die Erfahrungen und Ergebnisse des MAB-Projektes 6 der Schweiz an, dem eine integrierte Betrachtung des Mensch-Umwelt-Systems mit der Eingrenzung der wichtigen Wirkungsfaktoren auf einen speziellen Betrachtungsraum zugrunde liegen. Das Schema von MESSERLI (1978) (Abb. 1) zeigt modellhaft ein regionales ökonomisch-ökologisches System, das im wesentlichen aus drei Komponenten besteht:

- einem natürlichen System mit abiotischen und biotischen Ressourcen, die sich gegenseitig beeinflussen und in Wechselwirkung stehen.
- einem Landnutzungssystem, das sich durch einen Gradienten der Nutzungsintensität abbildet und welches Ökosystemtypen der Kulturlandschaft abgrenzbar macht, die sich von naturnahen bis zu städtisch-industriellen Typen erstrecken. Diese beeinflussen das natürliche System unterschiedlich stark und werden ihrerseits entsprechend der Rückwirkungen beeinflußt.

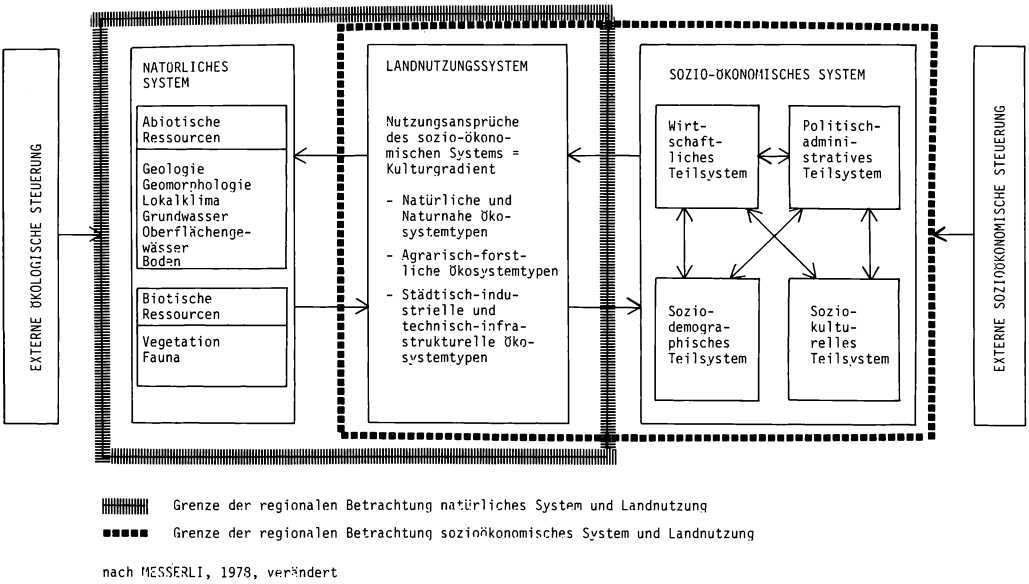


Abb. 1: Schema eines regionalen ökologisch-ökonomischen Systems
Quelle: DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1986.

- einem sozioökonomischen System mit 4 Teilsystemen: wirtschaftliches, politisch-administratives, sozio-demographisches und sozio-kulturelles Teilsystem. Das sozioökonomische System beeinflußt Art und Intensität der Landnutzung und ist von der Landnutzung und der externen ökologischen und ökonomischen Steuerung abhängig.

Alle Teilsysteme sind untereinander verknüpft und reagieren insgesamt auf die externen Steuerungen. Unter externer ökologischer Steuerung wird z. B. der Schadstoffimport in eine Region verstanden (Luftverunreinigungen etc.) und unter externer sozioökonomischer Steuerung politische Vorgaben und Programme, wie z. B. Fördermittel aus dem Bergbauernprogramm.

Für die Betrachtung komplexer Zusammenhänge im Mensch-Umwelt-System sind verschiedene Betrachtungsebenen notwendig. In Abb. 2 ist schematisch dargestellt, wie methodisch vorgegangen wird, um komplexe Probleme zu lösen (s. a. GROSSMANN et al. 1983). Das Modell von Messerli wird in 4 Betrachtungsebenen bearbeitet. Auf der untersten Ebene ist die beobachtete Realität, also das Untersuchungsgebiet mit seinen stofflichen energetischen, informellen und materiellen Kreisläufen und Wechselwirkungen. Die Realität wird als Prozeßebene bezeichnet. Die unterste Ebene der Modellbetrachtung ist die Prozeßbeobachtungsebene, in der die Daten der räumlichen und zeitlichen Abläufe in Form einer Input-Output-Beobachtung verarbeitet werden.
Auf dieser untersten Ebene der Problembearbeitung wird mit präzisen Daten gearbeitet, die in der Regel leicht zu messen oder zu erfassen sind und für die es klare Auswertungsregeln gibt, wie z. B. das Zählen von Arten auf einer Fläche oder die Berechnung der Erosion aus Hanglänge, Nutzung, Bodeneigenschaften etc. Die Daten der Erhebungen der untersten Modellebene sind in einem geographischen Informationssystem (GIS) abgespeichert. Für die Auswertung der Daten werden mathematisch-statistische Verfahren wie lineare Optimierung, Regressionsrechnung, zeitpunktbezogene Bilanzierungsrechnung etc. angewendet. Das eingesetzte Modell ist das Bilanzmodell; das Bilanzmodell soll im Rahmen dieses Beitrages erläutert werden.

Auf der zweiten Modellebene, der dynamischen Ebene, wird ein regionales Modell entwickelt. Dieses Modell ist ein dynamisches Feedback (Rückkoppelungs)-Modell mit einem höheren Aggregationsniveau, das die dyna-

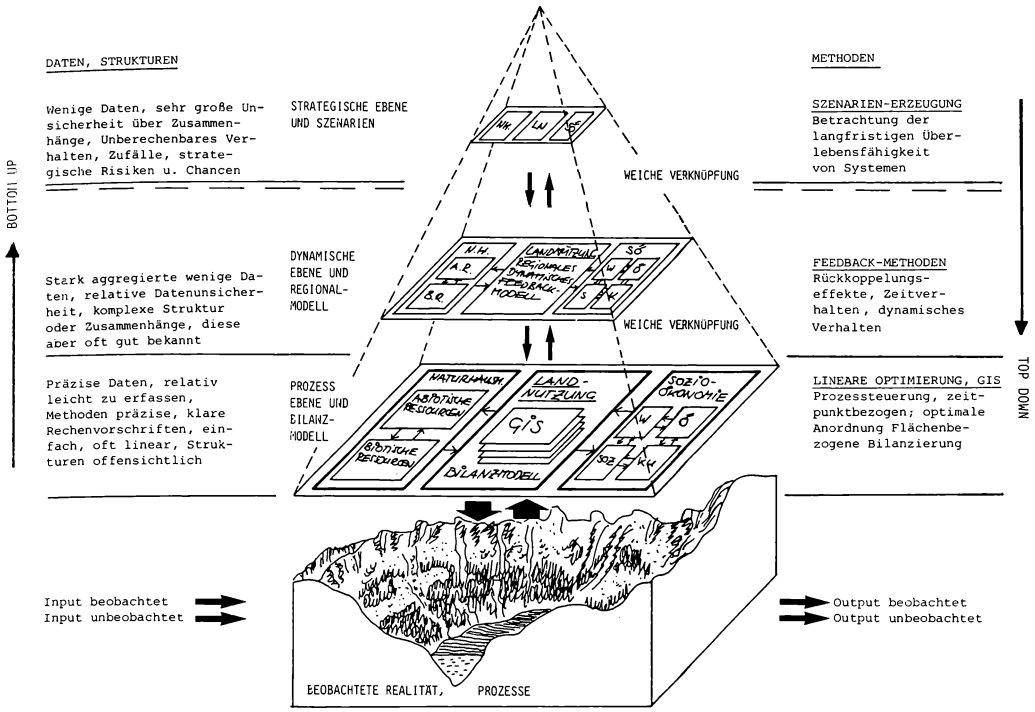


Abb. 2: Informationsverarbeitung in mehreren Betrachtungsebenen
Quelle: DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1986.

mischen Zusammenhänge im Messerli-Schema abbildet. In dieser Betrachtungsebene liegen geringere Kenntnisse über präzise Details und eine relativ hohe Datenunsicherheit vor, es sind aber Kenntnisse über Zusammenhänge und Strukturen vorhanden. Zur Problemlösung von Fragen werden hier sog. Feedback-Methoden, aber auch Indikatormethoden eingesetzt, bei denen das dynamische oder Zeit-Verhalten im Vordergrund steht.

Auf der obersten Ebene der Betrachtung liegen in der Regel keine auswertbaren Datenstrukturen vor und es herrscht praktisch völlige Unkenntnis über Details; viel Unsicherheit und Unberechenbarkeit herrschen vor. Diese Ebene wird als strategische Ebene bezeichnet. Sie hat erheblichen Einfluß auf die unteren Betrachtungsebenen. Um mögliche Auswirkungen dieser Ebene abzuschätzen, werden meist Szenario- oder Simulationsmethoden angewendet, um Lösungsräume oder Möglichkeiten abzustecken. In jeder Betrachtungsebene werden also unterschiedlich aussagekräftige Daten verwendet, weshalb auch unterschiedliche Methoden der Datenauswertung angewendet werden müssen (vgl. Abb. 2). Die drei Modellebenen weisen durch den gemeinsamen Gegenstand der Betrachtung der Prozeßebene strukturelle und logische Verknüpfungen auf, die nicht im Sinne einer mathematischen Deduktion unmittelbar zu beschreiben sind. Das Bindeglied zwischen den Ebenen ist daher der denkende Mensch, der sie miteinander verbinden bzw. die Anknüpfungspunkte zwischen ihnen definieren und interpretieren und die adäquate Betrachtungsebene für sein Problem aussuchen muß. Die Vorgehensweise kann dabei unterschiedlich sein. Ein induktiver Forschungsansatz zur Beschreibung der Realität geht vom Detail aus und aggregiert nach oben, um Zusammenhänge zu erkennen (bottom up), bei deduktivem Forschen wird vom Zusammenhang auf das Detail geschlossen (top down). Beide Forschungsansätze werden im Projekt durchgeführt und durch die gemeinsame Interpretation der mit unterschiedlichen Methoden erarbeiteten Ergebnisse werden die Verbindungen (weiche Verknüpfung) herausgearbeitet.

3. Modell und Realität

In einer realen Landschaft laufen reale Prozesse ab: Input-Prozesse wie Niederschläge, Sonnenenergie; Output-Prozesse wie Oberflächenabfluß, Grundwasserneubildung usw. In Abb. 3 ist dieser Modellansatz schematisch dargestellt. Die reale Landschaft mit ihren stofflich-energetischen Abläufen wird auf der untersten Ebene beobachtet, wobei wichtige Beobachtungsgrößen (Input-Output) und Zustandsgrößen (Parameter) festgelegt werden.

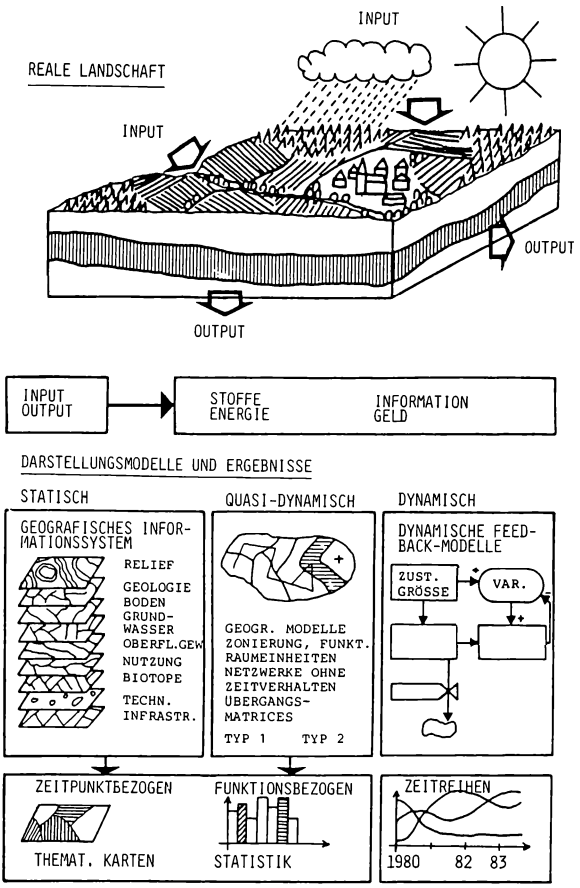


Abb. 3: Realität und Modellansätze

Die wesentlichen Parameter, die beobachtet werden, sind:

- Energie (Sonnenenergie und Fremdenergie)
- Stoffe (z. B. der Wasserhaushalt)
- Informationen (genetische Informationen, Artenvielfalt)
- Geld

Die Darstellungsmodelle der Realität teilen sich auf der unteren und mittleren Ebene in drei Kategorien auf. Im Bereich der geographischen Informationssysteme wird zunächst mit statischen Modellen gearbeitet. Als Ergebnis solcher Auswertungen können z. B. Zustandsgrößen zeitpunktbezogen in Form von Karten dargestellt werden. In Weiterentwicklung dieser Ansätze können auf der Datenbasis der geographischen Informationssysteme auch quasi-dynamische Auswertungen definiert werden, wie z. B. Flächenzusammenlegung, Bildung funktionaler Raumeinheiten, Netzwerke und Kaskaden ohne Zeitverhalten oder Übergangsmatrizes, d. h. zeitpunktbezogene Veränderungen von Merkmalen (z. B. Nutzung vorher und nachher). Diese Formen von Modellen sind in ihrem Wesen immer noch statisch, aber erlauben zeitpunkt- oder funktionsbezogene Bewertungen oder Klassenbildungen. Die dynamischen Zusammenhänge werden mit dynamischen Modellen abgebildet, deren Ergebnisse Zeitreihen liefern und mit deren Hilfe Prognosen über zeitliche Entwicklungen erstellt werden können. Bei der 'weichen Verknüpfung' werden z. B. diese Ergebnisse in der Fläche in Form von 'Zeitkarten' abgebildet. Ein Weg wie diese sog. 'weiche Verknüpfung' von Schlüsselvariablen aus beiden Modellebenen funktionieren kann,

wurde im Rahmen dieses Projektes am Beispiel des Waldsterbens aufgezeigt (vgl. GROSSMANN et al. 1984).

4. Darstellung der Ökosystemtheorie in der Fläche

Das Ökosystemgefüge einer Kulturlandschaft in ebener Lage ist in unseren Bereichen sehr klar durch die unterschiedlichen Landnutzungssysteme und ihre räumliche Ausbreitung abgegrenzt. In ebener Lage sind Ökosystemtypen relativ autonom, d. h. neben den natürlichen Input-Größen wie Sonnenenergie, Niederschläge etc. ist der wesentliche Stoffaustausch durch menschliche Aktivitäten bedingt. Im Hochgebirge ist dies nicht der Fall, d. h. die Ökosystemtypen sind nicht autonom. In der alpinen Landschaft besteht von Natur aus ein hoher Stoff- und Energieaustausch zwischen den Ökosystemen von oben nach unten.

Menschliche Aktivitäten fördern oder hemmen diese natürlichen Vorgänge in hohem Maße, d. h. eine Untersuchung wie sich menschliche Aktivitäten im Hochgebirge auswirken, muß diesen natürlichen Unterschied des Ökosystemgefüges gegenüber dem der flachen Landschaft in den Mittelpunkt der Betrachtung stellen.

Am Beispiel eines Elementes einer Landschaftseinheit (Ökosystem) wird in Abschnitt 7 aufgezeigt, wie dieser Unterschied des Ökosystemgefüges in die flächenbezogene Modellbetrachtung einfließt. Dort zeigt Abb. 6 beispielhaft ein Element einer Landschaftseinheit, in diesem Fall einen naturnahen Bergmischwald. Dieser Bergmischwald ist gekennzeichnet durch unterschiedliche Input- und Outputgrößen. Als Input fließen z. B. Energie, Stoffe und Geld hinein, aber auch Energie, Stoffe und Geld werden aus ihm entnommen. In jedem Fall muß jedoch zwischen natürlichen und anthropogenem Energieinput unterschieden werden. Für jedes dieser einzelnen Landschaftselemente werden eine große Anzahl von Daten erhoben (z. B. Vegetation, Boden, Grundwasser, Oberflächenabfluß etc.).

Im Untersuchungsgebiet wurden bisher ca. 200 unterschiedliche Landschaftselementtypen erfaßt. Durch die Auswertung von Luftbildern, die zu verschiedenen Zeitpunkten gemacht wurden, können die Veränderungen der Landnutzungstypen in der Zeit ermittelt werden. Für jeden Zustand, also Status quo (Bergmischwald), den Zeitpunkt 1 (z. B. Rodung), den Zeitpunkt 2 (z. B. Aufforstung), werden die notwendigen Daten erhoben und fließen in die ökologisch-ökonomische Bilanzierung ein. Diese Form der ökologisch-ökonomischen Bilanzierung wird auf der untersten Ebene der Modellhierarchie als statische, zeitpunktbezogene Modellierung bezeichnet.

5. Test von Fragen, Ansätzen und Daten

Analog zur Festlegung der hierarchischen Auswertungs- und Synthesestrategien wurde eine Hierarchie bei der Erhebungsintensität von Daten festgelegt. Dies bedeutet, daß bestimmte Daten (z. B. Einzeldaten, die im Sinne der Fragestellung wichtig sind) sehr intensiv in repräsentativen Testgebieten erhoben werden, und die Ergebnisse solcher Erhebungen auf das gesamte Untersuchungsgebiet extrapoliert werden müssen. Im Gegenlauf werden über das Gesamtgebiet vorhandene Daten erfaßt und aufbereitet. Das Untersuchungsgebiet für das MAB-Projekt 6 umfaßt den Nationalpark Berchtesgaden mit 20 780 ha und dessen Vorfeld mit 25 820 ha. Die Übertragung von Testgebietsdaten auf das Gesamtgebiet und der Vergleich der Modellergebnisse aus Gesamtgebietsdaten mit den genauer quantitativ erfaßten und belegten Daten in den Testgebieten ermöglichen die Verfeinerung und Verbesserung des Modellansatzes und der Bewertungsmethoden, die während der Projektlaufzeit an Fallbeispielen laufend getestet und angewendet werden.

In den ausgewählten vier Testgebieten

- Jenner 4 150 ha
- Ramsau 3 245 ha
- Untersberg 1 530 ha
- Funtensee 560 ha

werden über den Projektfragenbezug Daten mit hoher Datendichte in Form von Einzelerhebungen, von Stichprobenerhebung oder Transektkartierung erhoben, im Gesamtgebiet werden Stichproben genommen und Dauerbeobachtungsflächen festgelegt. Die Ergebnisse der Erhebungen in den Testgebieten werden mit Hilfe des geographischen Informationssystems, das mit gleichartigen Grundlageninformationen für das Gesamtgebiet vorliegt, auf das Gesamtgebiet übertragen und durch die Stichprobenerhebungen überprüft.

6. Das geographische Informationssystem GIS

Grundlagen zum Aufbau des geographischen Informationssystems waren existierende Karten (Topographische Karten, Bodenkarten etc.) und Luftbilder (Infrarot-Luftbilder, Orthophotos) (vgl. SCHALLER 1985).

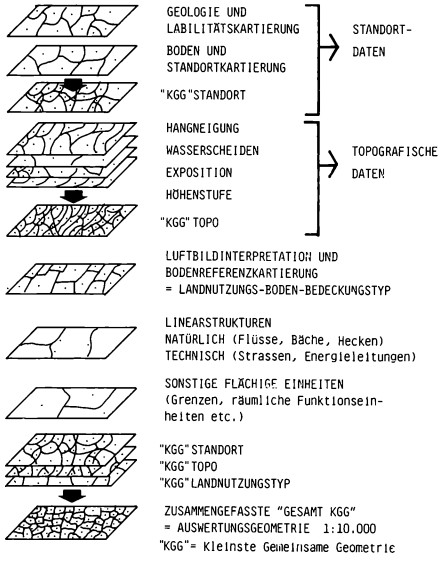


Abb. 4: MAB-Projekt 6 - Geographisches Informationssystem
Quelle: DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1986.

Für das gesamte Untersuchungsgebiet wurde eine geometrische Datenbasis aufbereitet. Die drei wesentlichen Datengruppen für die Aufbereitung der geometrischen Datenbasis waren:

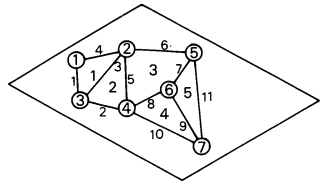
- Standortsdaten
- topographische Daten
- Landnutzungstypen.

In Abb. 4 ist dargestellt, wie aus diesen Datengruppen die geometrische Informationsbasis aufgebaut wurde. Für die Aufbereitung der Standortsdaten wurden durch eine Schichtanalyse z. B. geologische Karten und Labilitätskartierungen, Boden- und Standortskartierungen etc. verschnitten und die 'KGG' - die Kleinste Gemeinsame Geometrie - Standort gebildet. Für die Aufbereitung der topographischen Daten wurde analog verfahren. Auch hier wurden durch eine Schichtanalyse aufbereitete Hangneigungs-, Expositions-, Höhenkarten sowie Wasserscheiden zur 'KGG Topo' verschnitten. Für die Aufbereitung der Landnutzungs- oder Bodenbedeckungskarten wurden aus Luftbildern (Infrarotbildern, Orthophotos) landschaftliche Einheiten, die aus Farben, Texturen und anderen Merkmalen gebildet wurden, nach einem Interpretationsschlüssel erfaßt und hochgezeichnet. Die Luftbildinterpretation wurde durch Bodenreferenzkartierungen der Fachwissenschaftler überprüft, korrigiert und danach die bereits erwähnten Nutzungstypen abgegrenzt.

Die Basisinformation wurde auf der Grundlage einer photogrammetrischen Karte im Maßstab 1 : 10 000 aufbereitet. Dieser Maßstab hat einerseits ausreichende Datengenauigkeit für die Beantwortung der Projektfragen und stellt andererseits auch sicher, daß alle erhobenen Daten im Untersuchungsgebiet einigermaßen homogen sind und durch den Flächenbezug aus den Testgebieten auch auf das Gesamtgebiet übertragen werden können. In diesem Maßstab können jedoch nicht alle Strukturen flächenhaft abgebildet werden, wie z. B. Bachläufe, Kleinstrukturen wie Hecken oder Einzelbäume, technische Infrastrukturen, Straßen, Seilbahnen u. a. Weiterhin gibt es noch mehrere andere Flächeneinheiten, wie räumliche Grenzen, administrative Einheiten, Besitzzugehörigkeit usw. Diese beiden Datengruppen - Linearstrukturen und sonstige flächige Einheiten - wurden getrennt erfaßt, hochgezeichnet und mit den 3 'KGGs'

- Standort
- Topo
- Landnutzungstyp

zu einer 'Gesamt-KGG' - der Auswertungsgeometrie - im Rechner verschnitten. Das Ergebnis dieser Rechenoperationen sind 30 digitale Karten mit jeweils ca. 5 000 - 8 000 Polygonen und den zugehörigen Flächenmerkmalen.



Linien-stück Nr.(ARC)	Rechtes Polygon	Linkes Polygon	vom Knoten 1	zum Knoten 2
1	1	0	3	1
2	2	0	4	3
3	2	1	3	2
4	1	0	1	2
5	3	2	4	2
6	3	0	2	5
7	3	3	5	6
8	4	3	6	4
9	5	4	7	6
10	4	0	7	4
11	5	0	5	7

Topologisch codiertes Netzwerk und Polygon-Datensatz

Knoten	x-Koordinate	x-Koordinate
1	23	8
2	17	17
3	29	15
4	26	21
5	8	26
6	22	30
7	24	38

Abb. 5: Datenstruktur einer "codierten Netzwerk-Karte"
Quelle: GREEN N.P. et al. 1985.

Durch Digitalisierung wurden die Basiskarten in einen rechnerlesbaren x,y-Koordinaten-Datensatz überführt. Gleichzeitig wurden auch die Attribute (Flächenmerkmale) erfaßt (vgl. SCHALLER 1985). Durch Rechenprogramme werden logische Beziehungen zwischen den geometrischen Elementen hergestellt und abgespeichert, die für spätere Auswertungsfragen von entscheidender Bedeutung sind. Jedes Linienstück erhält automatisch eine Nummer und wird als Vektor abgebildet. Ein geschlossener Linienzug aus mehreren Vektoren bildet ein Polygon, das wiederum eine Nummer enthält. Die logischen Beziehungen werden in einem Datensatz abgespeichert, der für jedes Linienstück den Ausgangspunkt und Endpunkt und damit die Richtung des Vektors definiert sowie die Nummer der Knoten und der rechts und links angrenzenden Polygone enthält (vgl. Abb. 5). Gleichzeitig werden die Linienlänge und Flächengröße ermittelt. Eine solche GIS-Datenstruktur wird als 'Codiertes Netzwerk' bezeichnet. Sie erlaubt räumliche Analysen wie die Bearbeitung von Benachbarungs- oder Vernetzungseffekten, die vor allem bei ökologischen Fragestellungen relevant sind. Die Punkte, Linien oder Polygone werden mit einer Merkmalsnummer versehen, der dann die zugehörigen Flächenmerkmale (Attribute) wie z. B. der Bodentyp, die Höhenlage, der Landnutzungstyp etc. zugeordnet werden, d. h. nach der Digitalisierung werden auch die Erhebungsdaten in den Computer eingegeben und beide zusammen in einem Polygon-, Linear- oder Punktdatensatz abgespeichert (vgl. GREEN et al. 1985).

7. Anwendung des geographischen Informationssystems

Abb. 6 zeigt an dem Beispiel eines Landschaftselementes - in diesem Fall dem schon erwähnten Bergmischwald - wie mit dem geographischen Informationssystem Auswertungen durchgeführt werden. Diese Auswertungen werden z. B. für verschiedene Bilanzgrößen wie Energie, Stoffe, Information, Geld, aber auch für andere Kriterien durchgeführt.
Für den Landschaftsausschnitt 'Bergmischwald' werden zwei grundsätzliche Informationstypen erfaßt: die Geometrie und die Merkmale. Bei der Erfassung des geometrischen Teils des Informationssystems durch Digitalisierung werden die geometrischen Informationen, also die Linienstücke erfaßt, die die Flächen dieses Waldtyps umschreiben.

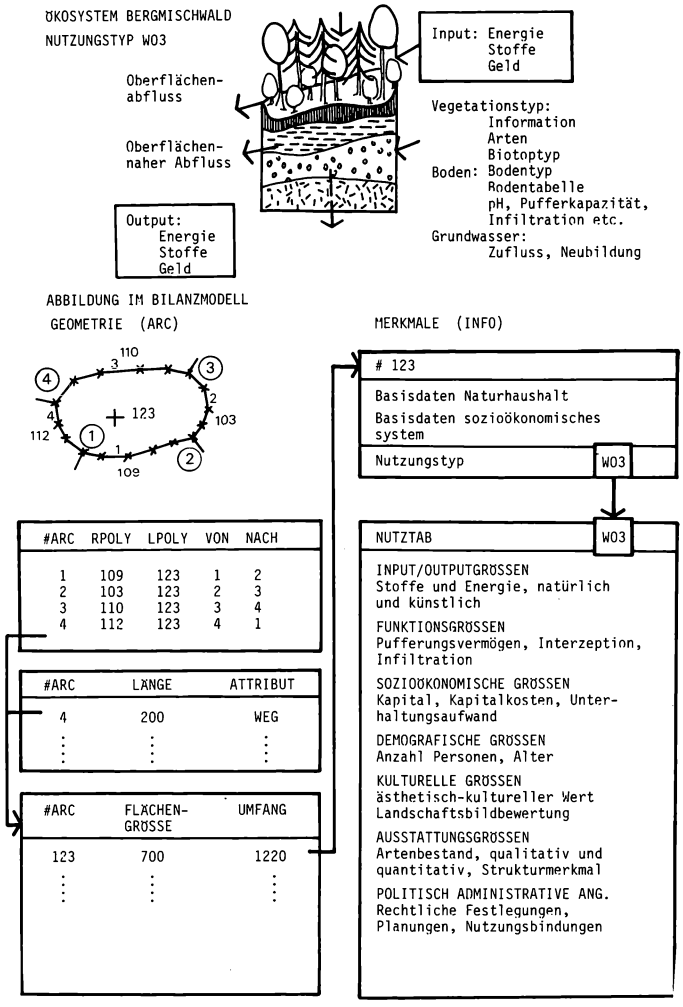


Abb. 6: Ein Landschaftselement (Ökosystem) und seine Abbildung im Bilanzmodell

Die Merkmale, die zu dem Waldtyp gehören, werden ebenfalls in den Computer eingegeben. Sie enthalten u. a. die schon aufgeführten Basisdaten zum Naturhaushalt, wie auch die Daten für den sozioökonomischen Bereich. Hinter dem Datensatz, z. B. mit der Nr. 123 (s. Abb. 6), stehen die aufgeführten Basisvariablen sowie der Nutzungstyp, in diesem Fall der Nutzungstyp Bergmischwald. Zu diesem Nutzungstyp gehört eine Merkmalstabelle, die 'NUTZTAB' genannt wird. Sie enthält die wichtigsten festen Parameterdaten, die zu diesem Typ gehören, also Daten wie Input-Output-Größen, Stoffgehalte, Energiebedarf, gegliedert nach natürlicher Sonneneinstrahlung oder z. B. Düngung durch den Menschen. Ökologische Funktionsgrößen dieses Landnutzungstyps wie z. B. Pufferungsvermögen, Verhalten im hydrologischen System wie Interzeption, Infiltration usw. sind ebenso in der 'NUTZTAB' enthalten wie sozioökonomische Größen wie Kapital, Unterhaltungsaufwand und demographische Größen wie in diesem Fall z. B. die Anzahl der Waldbesucher. Kulturelle und ästhetische Größen, zoologische und vegetationskundliche Artenausstattung, aber auch Strukturmerkmale wie Schichtung und Alter sind in der 'NUTZTAB' enthalten wie auch politisch-administrative Angaben z. B. der Besitzstand, die Waldweiderechte und andere Informationen.

Das geographische Informationssystem besteht also aus der 'geometrischen Information' und den 'zugehörigen Merkmalen' (Attributen). Die geometrischen Informationen werden mit dem Programmpaket ARC von ESRI (Environmental Systems Research Institute) verarbeitet, die Gesamtheit der Projektinformationen wird mit einer relationalen Datenbank-Software 'INFO' von HENCO verwaltet und ausgewertet.

Im Rahmen der Vorstudie zum MAB-Projekt 6 wurde das Problem des Waldsterbens mit einer vorläufigen Datenbasis und mit Hilfe des dynamischen Modell POLLAPSE (GROSSMANN et al. 1984) und dem geographischen Informationssystem bearbeitet. In einer weiteren Studie wurden als Fallbeispiel die 'Möglichen Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele auf das Regionale System Berchtesgaden' untersucht (vgl. DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB 1986). Die folgenden Beispiele über die Anwendung der ausgewählten Methoden und des geographischen Informationssystems beziehen sich auf die Auswertungen zu den geplanten Olympischen Winterspielen in Berchtesgaden.

Das grundsätzliche Vorgehen bei der zeitpunkt- und flächenbezogenen Bilanzierung von Eingriffen ist die Erstellung einer Übergangsmatrix. Der Landnutzungstyp Bergmischwald (WO3) wird z. B. gerodet und durch eine Skipiste (A17) ersetzt. Im Rechner wird dieser Vorgang in drei Zeittakte zerlegt:
Im Status quo ist der Bergmischwald vorhanden, zum Zeitpunkt 1 wird der Bergmischwald gerodet und zum Zeitpunkt 2 wird daraus der Landnutzungstyp 'Kahlschlag (W21)', der wiederum in den Landnutzungstyp 'Angesäte Skipiste (A17)' verändert wird.
Diese drei Nutzungstypen sind in dem geographischen Informationssystem mit unterschiedlichen Nummern (WO3, W21, A17) abgespeichert und enthalten unterschiedliche 'NUTZTAB'-Werte. Bei einem Typenübergang vom 'Bergmischwald' zur 'angesäten Skipiste' werden die NUTZTAB-Werte verändert. So ist z. B. bei der Variable 'Boden' im Bergmischwald eine hohe Bedeckung gegeben, beim Kahlschlag nimmt die Bodenbedeckung ab oder die Erosion zu, bei der Skipiste ist wieder eine Bodenbedeckung vorhanden, es herrschen aber z. B. andere Grundwasserneubildungsraten als beim Bergmischwald vor usw.

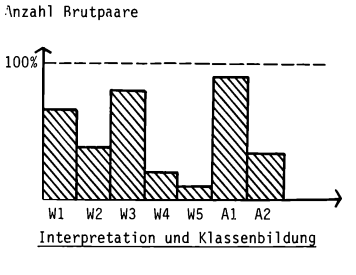
Für alle Ressourcen, sowohl die natürlichen Ressourcen als auch die sozioökonomischen Werte, liegen in der 'NUTZTAB' für jeden Typ eigene Werte vor, deren Veränderung daher für jeden Typenübergang zeitpunktbezogen bilanziert werden kann.

Diese Bilanzierung wird sowohl für die natürlichen oder naturnahen Nutzungstypen als auch für die anthropogen entstandenen oder überprägten Nutzungstypen vorgenommen. Die 'NUTZTAB'-Werte verändern sich ebenso, wenn z. B. der Siedlungstyp 'Verdichtete Wohnbebauung mit Grünfläche (SO7)' in den Siedlungstyp 'Verdichtete Bebauung mit Parkplatz (SO9)' überführt wird.
Da hinter den überwiegend anthropogenen Nutzungstypen dieselben Parameter in der 'NUTZTAB' angegeben sind wie bei den überwiegend natürlichen oder naturnahen Landschaftselementen (Abb. 6), können zeitpunktbezogene Bilanzen über das gesamte Spektrum der Ökosystemtypen der Kulturlandschaft dargestellt werden.

8. Bilanz

Nachdem der Datensatz aus den Geometrien (KGG) und Merkmalen erzeugt wurde, werden für die einzelnen Ressourcenbereiche nach Merkmalen einfache statistische Analysen nach Häufigkeit, Flächenanteilen etc. vorgenommen. Dabei wird grundsätzlich zwischen qualitativen und quantitativen Merkmalen unterschieden. Bei der Vegetation ist z. B. ein quantitatives Merkmal die Artenzahl, ein qualitatives der Anteil der seltenen Arten. Beim Boden ist das quantitative Merkmal die Bodenart; der Bodentyp oder die Empfindlichkeit sind entsprechend qualitative Merkmale.
Bei der Ästhetik oder bei der Landschaftsbildbewertung liegen als qualitative Merkmale z. B. Befragungsergebnisse vor. Die Ergebnisse der statistischen Auswertungen werden von den beteiligten Fachwissenschaftlern interpretiert und klassifiziert.

BEISPIEL HABITATWERT WALD- UND HECKENVÖGEL



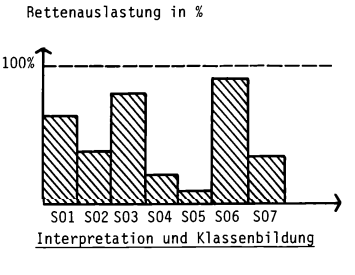
Interpretation und Klassenbildung

Nutzungstyp	Fachlich interpretierte Klassen	Klassenbildung
W1	5	1 sehr gering
W2	3	2 gering
W3	6	3 mässig
W4	2	4 mittel
W5	1	5 überdurchschnittlich
⋮		6 hoch
		7 sehr hoch

Zuordnung der Klassen zu den Nutzungstypen

STATISTIK ÜBER KLASSEN

BEISPIEL AUSLASTUNG BETTENKAPAZITÄT WINTER IN VERSCHIEDENEN SIEDLUNGSTYPEN



Interpretation und Klassenbildung

Nutzungstyp	Fachlich interpretierte Klassen	Klassenbildung
SO1	5	1 sehr gering
SO2	3	2 gering
SO3	6	3 mässig
SO4	2	4 mittel
⋮		5 überdurchschnittlich
		6 hoch
		7 sehr hoch

Zuordnung der Klassenstufen zu den Nutzungstypen

STATISTIK ÜBER KLASSEN

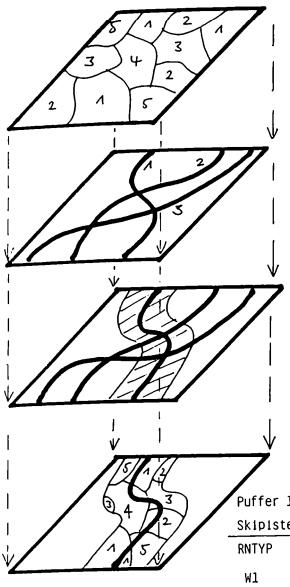
Abb. 7: Beispiele für die Klassenbildung

Abb. 7 zeigt diesen Vorgang der Klassenbildung an zwei Beispielen, wobei für jeden Fachbereich unterschiedliche Bewertungskriterien herangezogen werden müssen. Für die biotischen Ressourcen, z. B. die Vögel, werden für die unterschiedlichen Realnutzungstypen unterschiedliche Klassen gebildet. Die Kriterien für die Klassenbildung müssen dabei von den Fachwissenschaftlern festgelegt und begründet werden. Der Realnutzungstyp W1 hat z. B. für Brutvögel eine überdurchschnittliche Ausstattung, der Realnutzungstyp W4 besitzt demgegenüber nur eine geringe Ausstattung.

Im sozio-ökonomischen Bereich wird genauso vorgegangen wie beim Naturhaushalt. Auch hier erhalten die unterschiedlichen Realnutzungstypen (SO1 - SO7 s. Abb. 7) durch fachliche Interpretation der Statistik eine Klassifizierung. So hat z. B. der Siedlungstyp SO1 eine überdurchschnittliche, der Siedlungstyp SO4 eine geringe Auslastung der Bettenkapazität im Winter. Durch die gleiche Anzahl von Klassen werden die Daten aus allen Projektbereichen vergleichbar und können integriert ausgewertet werden. So können z. B. die Klassen für den jeweiligen Flächenanteil des Nutzungstyps berechnet werden, d. h. für jeden definierten Zeitpunkt (Status quo, Zeitpunkt 1, Zeitpunkt 2, etc.) werden die jeweiligen Klassen- oder Flächenwerte der qualitativen und quantitativen Bilanzgrößen ausgegeben und können vergleichend interpretiert werden. Eine solche Bilanztabelle ist beispielhaft in Abb. 8 dargestellt. Jede klassifizierte Bilanzgröße wird für jeden Nutzungstyp ausgegeben und kann über die entsprechende Flächengröße, die der jeweilige Typ im Untersuchungsgebiet einnimmt, zu einem relativen Indexwert verrechnet werden.

Diese Daten können nun zeitpunktbezogen als thematische Karten ausgegeben werden. Für jede Nutzungsänderung im Gebiet ergeben sich dann die entsprechenden Verschiebungen bei den Indexwerten, die dargestellt werden können. Mit diesem Instrument können auch für den Ressourcenzustand unter Status quo die veränderten Werte für denkbare Varianten gegenübergestellt werden.

Dies wurde zum Beispiel für die Auswertung über die möglichen Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele in Berchtesgaden angewendet. Zu-



RNTYP	Vögel Wertstufe	Fläche (ha)
W1	5	0,2
W2	3	3,0
W3	1	4,0

ÖKONOMISCH-ÖKOLOGISCHE BILANZIERUNG VERSCHIEDENER VARIANTEN

Ressourcen Zustand	Quantitativ(Qu) Qualitativ (Ql)	Status quo oder and. Vergleichs-basis	Alterna-tive I	Alterna-tive II	Alterna-tive III
Geologie	Qu	xxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxxxx	xxxx
Geomorphologie	Ql	xxxxxxxxx	xxxxxxxxx	xxxxxxxxx	xxxxx
Lokalklima	Qu	xxxx	xxxx	xxxxxxxxx	xxx
	Ql	xxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxxx	xxxxxxx
Boden	Qu	xxxxxxxx	xxxxx	xxxxxx	xxxxx
	Ql	xxxxxxxx	xxxx	xxxxxx	xxxxxxx
Grundwasser	Qu	xxxxxxxxx	xxxxxxxxx	xxxxx	xxx
	Ql	xxxxxxx	xxxxxxxx	xxxx	xxxxxxxx
Oberflächengewässer	Qu	xxxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxxxxx	xxxx
	Ql	xxxxxxxx	xxxxx	xxxxxxxxx	xxxxxxx
Vegetation	Qu	xxxxxxx	xxxx	xxxxxx	xxxx
	Ql	xxxxx	xxx	xxxxxxxx	xxxxxxx
Fauna	Qu	xxxxxxx	xxxx	xxxxxxxx	xxxxxxx
	Ql	xxxxxxxxx	xxx	xxxxxx	xxxxxx
Bettenangebot	Qu	xxxxxxxx	xxxxxx	xxxxx	xxx
	Ql	xxxxxxxxx	xxxxx	xxxx	xxxx
Besucheraufkommen	Qu	xxxxxx	xxxxxxx	xxxxxx	xxxxxxxx
	Ql	xxxxxxx	xxxxxx	xxxxx	xxxxxxx
Investitionen	Qu	xxxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxxxx	xxxxx
	Ql	xxxxxxx	xxxxxx	xxxxxx	xxxx
Gewinne	Qu	xxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxx	xxxxxx
	Ql	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxxx
Auslastung	Qu	xxxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxxxx
	Ql	xxxxxxx	xxxxxx	xxxx	xxxxxx
Arbeitsmarkt	Qu	xxxxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxxxxx	xxxxxxxx
	Ql	xxxxxxx	xxxxxx	xxxxxx	xxxxxx
Attraktivität So.	Qu	xxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxxx
	Ql	xxxxxxxxx	xxxxxx	xxxxxxx	xxxxxx
Attraktivität Wi.	Qu	xxxxxxx	xxxx	xxxxxxx	xxxxx
	Ql	xxxxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxx	xxxx
Siedlungsfläche	Qu	xxxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxxxxx	xxxxxxxx
	Ql	xxxxxx	xxxxx	xxxxxxx	xxxxxx
Verkehrsaufkommen	Qu	xxxxxxxxxx	xxxxxxx	xxxxx	xxxxxxxx
	Ql	xxxxxxx	xxxxx	xxxxxxx	xxxxx
Lebensqualität	Ql	xxxxxxx	xxxxxxxxx	xxxxx	xx
Landschaftsbild	Qu	xxxxxxxx	xxxxxx	xxx	xxxxxxx
	Ql	xxxxx	xxxxx	xxxxxx	xxxx

Abb. 8: Ökonomisch-ökologische Bilanzierung verschiedener Varianten

nächst wurden alle denkbaren Durchführungsmöglichkeiten der Spiele untersucht, also in einer Alternative sog. 'sanfte Spiele', Spiele, für die nur geringe Eingriffe in den Naturhaushalt notwendig sind, oder in einer anderen Alternative 'harte Spiele', bei denen bei Planung und Realisierung Umweltbelange zurücktreten.

Die Vorgehensweise für die ökologisch-ökonomische Bilanzierung von Eingriffen kann im folgenden Pistenbau-Beispiel erläutert werden:

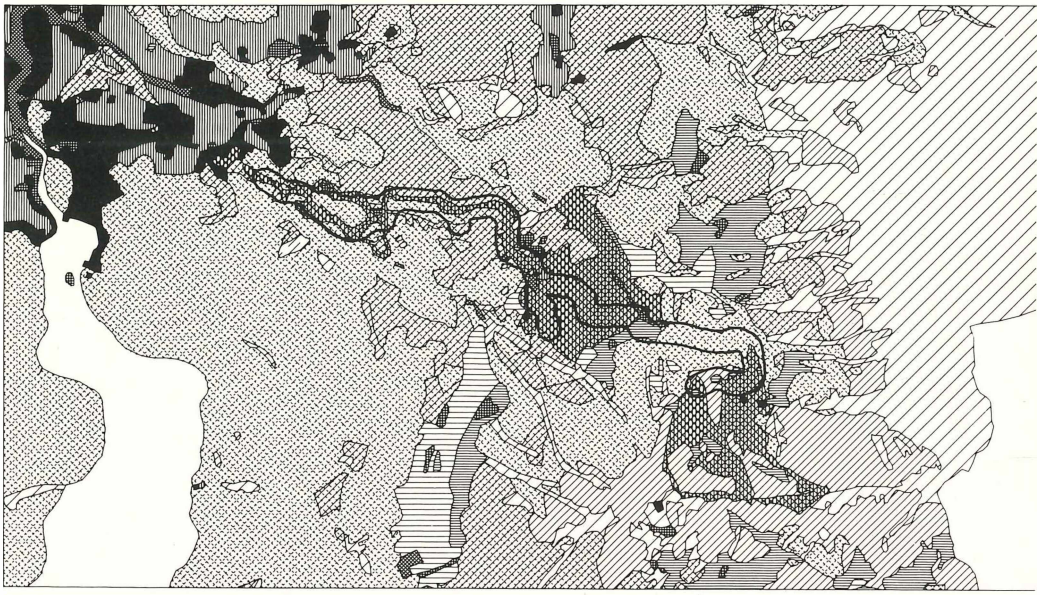
Planungsvariante "sanft":
Es wird grundsätzlich kein neuer Pistenbau vorgenommen, für die Durchführung der Spiele werden bestehende Skipisten herangezogen. In Teilbereichen findet eine Optimierung der Abfahrten durch geringfügige Planierungen und Eingriffe statt.

Planungsvariante "mittel":
Ökologisch unempfindliche Bereiche außerhalb des Nationalparkes werden für einen erweiterten Pistenbau herangezogen. Die vorhandenen Infrastrukturen werden in die Erweiterung integriert.

Planungsvariante "hart":
Neue Sportarten kommen hinzu, der Ausbau erfolgt nur nach sportlichen Kriterien, z. T. werden völlig neue Bereiche erschlossen. Die ökologische Empfindlichkeit der Landschaft ist kein Kriterium für die Auswahl des Pistenverlaufes.

Auf der Grundlage der Informationen, die im geographischen Informationssystem gespeichert sind, können für die unterschiedlichen Planungsvarianten Flächen selektiert werden, die entweder nach der Nutzungseignung (bei Pistenbau also z. B. Exposition, Neigungsstufe und Untergrund) oder der ökologischen Empfindlichkeit (z. B. Erosionsanfälligkeit, vegetationskundliche und faunistische Ausstattung etc.) bewertet werden.

MAB - PROJEKT 6 OEKOSYSTEMFORSCHUNG BERCHTESGADEN
DIE AUSWIRKUNGEN DER GEPLANTEN OLYMPISCHEN WINTERSPIELE 1992



LEGENDE

FELS, GESTEINSSCHUTT, ALPINE RASEN
LATSCHEN- UND GRUENERLENGEBUESCHE, ZWERGSTRAUCHHEIDEN
GEWAESSER, GEWAESSERBEGLEITENDE VEGETATION, QUELLFLUREN, MOORE
KLEINSTRUKTUREN, GEHOELZGRUPPEN
WALDGESELLSCHAFTEN, UEBERWIEGEND NATURNAH
WALDGESELLSCHAFTEN, UEBERWIEGEND NATURFERN
KAHLSCHLAG-, WINDWURF-, SCHNEEBRUCHFLAECHEN
ALMFLAECHEN MIT INTENSIVEN WEIDEGESELLSCHAFTEN
ALMFLAECHEN MIT ALPINEN RASEN, IN SUKZESSION, VERARMT, AUFGELASSEN
WIESEN, MAEH- UND DAUERWEIDEN

SKIPISTEN, ALS SKIPISTEN GENUTZTE ALMFLAECHEN UND MAEHWEIDEN
SIEDLUNG, VERKEHRSFLAECHEN, EINZELGEBAEUDE

100 METER BUFFER

100 M 300 M 600 M 1000 M

LEHRSTUHL FUER LANDSCHAFTSOEKOLOGIE
TU MUENCHEN WEIHENSTEPHAN
ESRI GESELLSCHAFT FUER SYSTEMFORSCHUNG
UND UMWELTPLANUNG m.b.H. KRANZBERG

Abb. 9: Zusammengefaßte Realnutzungstypen mit dem Pufferbereich der Pistenvariante II
Quelle: DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1986.

Für die Bewertung unterschiedlicher Planungsvarianten, müssen nun noch die Ressourceninformationen mit den Planungsvarianten verschnitten werden. Dies ist in Abb. 8 dargestellt. Die klassifizierten Ressourcendaten werden mit der jeweiligen Einwirkungsfläche (Pufferbereich) im Computer verschnitten und damit können für jede Planungsvariante die ökologischen und ökonomischen Konsequenzen dargestellt werden. Im rechten Teil der Abb. 8 ist zu erkennen, daß z. B. für die qualitativen und quantitativen Werte Brutvögel in Alternative 1 deutlich besser liegen als bei Alternative 3. Im sozio-ökonomischen Bereich ist abzulesen, daß der Alternative 1 höhere Investitionskosten zugrunde liegen als der Alternative 3. An Hand eines solchen Bilanzdiagrammes können über alle Ressourcenbereiche und über alle wichtigen Indikatorvariablen des sozio-ökonomischen Systems verschiedene Durchführungsvarianten ökonomisch-ökologisch bilanziert werden.

Abb. 9 zeigt als Ergebnis einer kartographischen Ausgabe des geographischen Informationssystems die zusammengefaßten Realnutzungstypen mit dem Pufferbereich der Pistenvariante II (100 m Puffer), der als Grundlage für die flächenbezogene Bilanzierung diente.

Literatur

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1981: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 9.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1982: Der Einfluß des Menschen auf das Hochgebirgsökosystem im Alpen- und Nationalpark Berchtesgaden. Berichte über das Internationale Seminar vom 02.12.1981 in Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 11.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1983: Ziele, Fragestellungen und Methoden. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 16.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1984: Szenarien und Auswertungsbeispiele aus dem Testgebiet Jenner. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 17.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1986: Mögliche Auswirkungen der geplanten Olympischen Winterspiele 1992 auf das regionale System Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 22.

GREEN N.P., FINCH S., WIGGINGS J., 1985: The "state of the art" in Geographical Information Systems. Area 17 (4): 295 - 301.

GROSSMANN W.D., HABER W., KERNER H., KUNZ A., RICHTER U., SCHALLER J., SITTARD M., SPANDAU L., 1983: Ökosystemforschung Berchtesgaden. Durchführung des MAB-Projektes 6 "Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme". Ziele, Fragestellungen und Methoden. Bonn. MAB-Mitt. 16.

GROSSMANN W.D., HABER W., SCHALLER J., SITTARD M., SPANDAU L., 1984: Szenario Waldserben. Verknüpfung des systemdynamischen Ansatzes mit dem flächenbezogenen Informationssystem. Bonn. MAB-Mitt. 17.

MESSERLI B., MESSERLI P., 1978: Wirtschaftliche Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet. In: Nationales Forschungsprogr. MAB des Schweiz. Nationalfonds. Bern. Fachbeitr. Schweiz. MAB-Inf. 1.

SCHALLER J., 1985: Anwendung geographischer Informationssysteme an Beispielen landschaftsökologischer Forschung und Lehre. Verh. Ges. Ökol. XIII: 443 - 464.

Adresse:

Dr. Jörg Schaller
ESRI - Environmental Systems Research Institute
Ringstr. 7

D-8051 Kranzberg

Dipl.-Ing. Lutz Spandau
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
TU München-Weihenstephan
Hohenbachernstr. 19 - 21

D-8050 Freising 12

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

MAB-Projekt 6
Habitatbewertung und potentielle Verbreitung von Tierarten unter touristischem Einfluß

Werner d'Oleire-Oltmanns

S y n o p s i s

With the help of a computerised information system and an assessment of the types of ground cover, it is possible to determine the potential areas of occurrence of the black grouse. Hypothetical distribution maps may be produced, and these, combined with information on the frequency of use of various paths by tourists, provide an explanation for 'observed' and 'theoretical' distributions of the birds.
Thus it is demonstrated that the ecological assessment of an area from a theoretical point of view, permits specific hypothesis about real observations to be tested. The knowledge then becomes meaningful for use in land management and planning.

Berchtesgaden, habitat evaluation, Lyrurus tetrix, tourism.

1. Vorbemerkung

Die vorliegende Darstellung ist Auszug einer methodischen Teilbetrachtung aus dem Ansatz des MAB-6 Projektes Berchtesgaden. Die Tatsache, daß hier ein zoologisches Objekt Mittel zur Darstellung ist, liegt eher im Zufälligen. Ebenso wären Auswertungsbeispiele aus anderen Fachbereichen möglich.

Zoologische Objekte eignen sich wohl wegen der Vielschichtigkeit der Bearbeitungsprobleme, die sie wie alle anderen Teilfunktionen haben, besonders auf Grund ihrer Mobilität.

Zudem sind sie in einem Projekt mit dem Anspruch, sowohl integriert zu forschen, als auch die Ergebnisse umzusetzen von Bedeutung. Es sei an dieser Stelle - um allzuvielen Mißverständnissen vorzubeugen - nochmals darauf verwiesen, daß hier keine Studie über das Birkhuhn angefertigt wird, um viel bessere Detailuntersuchungen zu übertreffen, vielmehr soll hier gezeigt werden, mit welchen Mitteln es möglich sein könnte, vorhandenes Wissen umzusetzen.

Der gewählte Ansatz erhält seine Umsetzungskraft durch die Möglichkeit, auf Daten des zentralen Projektinformationssystems zurückgreifen zu können. Diese Kombination, die vorhandenen Daten mit bekanntem Wissen zu verknüpfen, mag zunächst fremd wirken. Bei zunehmendem Wissen und noch viel rascher zunehmender Notwendigkeit, Entscheidungen fachlich begründet beurteilen zu können, ist es nicht möglich stets neu zu untersuchen. Es hat sich die Notwendigkeit entwickelt, vorhandene Ergebnisse mit aller Vorsicht zu übertragen und somit den Schritt zum integrierten Denken zu wagen. Dabei bleibt in weitem Maße die Struktur der monokausalen Gedanken auf der Strecke und wird durch übergreifende Strukturen übernommen.

Für eine derartige Vorgehensweise ist von großer Bedeutung daß

- die Angaben für die geforderte Aussage hinreichend genau sind und der Genauigkeitsgrad auffällig dargestellt wird.
- die Bedeutung der Teilaussage im Gesamtkontext festgehalten wird.

Die vorliegende Herleitung wird auf der 'Prozeßebene' der Betrachtungsstruktur des MAB-Projektes abgewickelt (SCHALLER, SPANDAU 1987). Dies ist jene Bearbeitungsebene, in der direkte Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Parametern abgebildet werden.

2. Methode

Der grundsätzliche Ansatz im MAB-6 Projekt (DEUTSCHES NATIONALKOMITEE 1983, 1984; d'OLEIRE-OLTMANNS 1984a, b) liegt in der Erarbeitung von Fachbereichsinformationen auf dem jeweiligen wissenschaftlichen Standard und in der Umsetzung in das zentrale Projektinformationssystem.

Daraus ergibt sich ein Zwei-Ebenen-Ansatz:

- fachspezifische Aussagen klären die Wechselwirkung
  z. B. zwischen Art, Artengruppe oder ökologischer Gruppe und ihrem Habitat und sonstigem Umfeld.
- Projektaussagen stützen sich entweder auf die fachspezifischen Untersuchungen oder werden aus anderen Untersuchungen übertragen und eingearbeitet.

Das vorliegende Beispiel soll die Verknüpfung zwischen Projektinformation und Bekanntem - ohne eigene spezielle Untersuchung im Gelände - beschreiben.

Für das MAB-6-Projekt wurde für das Untersuchungsgebiet (44 000 ha) ein geographisches Informationssystem (GIS) aufgebaut. In diesem sind gängige geographische Parameter (Höhe, Exposition, Hangneigung) aber auch weitere Informationen, wie etwa die Realnutzung (reale Bodenbedeckung), Vegetationseinheiten etc. abgespeichert. Das GIS wird ergänzt durch Dateien, in denen verschiedene Fachbereichsinformationen (FACHTAB) oder zusammengefaßte Projektinformationen (NUTZTAB) festgehalten werden (Detailbeschreibung bei SCHALLER, SPANDAU 1987).

Die Verknüpfung der 'objektiven', für das ganze Gebiet mit gleicher Stetigkeit vorhandenen Daten mit den fachspezifischen Angaben gibt die Vielschichtigkeit der Auswertungsmöglichkeiten. Grundsätzlich kann sowohl induktiv (bottom-up), als auch deduktiv (top-down) vorgegangen werden. Auf dieser 'Prozeßebene' ist die Verknüpfung zwischen Realität und Meßdatum vergleichsweise konkret und ohne Aggregation. Es wird im klassischen Sinne unterschiedliches Wissen zusammengeführt und ausgewertet.

2.1 Habitatbewertung

Einen Raum qualitativ und quantitativ umschreiben oder gar beschreiben zu können, ist die Zielvorgabe vieler rechtlicher oder naturschutzorientierter Grundlagen. Oftmals verfängt sich die Diskussion in der Frage, welche Tierarten für die Bewertung herangezogen werden. Aus der Sicht der Umsetzung wäre ein idealer Indikator jener Organismus, der überall vorkommt und in jedem Realnutzungstyp (RN-Typ) ein klar abgreifbares Verhalten an den Tag legt. Um diesem Wunsch weitgehend entgegenzukommen, werden im Projekt Tierarten oder Gruppen bearbeitet, die entlang eines möglichst weiten Gradienten vorkommen und durch Artenzahl und Kombination der Arten untereinander deutliche Abweichungen zeigen. Eine traditionelle Gruppe sind etwa die Singvögel. Bei diesen Arten kann man auch weitgehend auf die Untersuchung der Lebensansprüche verzichten; das Wissen ist vorhanden.

Neben diesen sicheren Vertretern kann durch Hinzuziehen weiterer Arten/Gruppen das Bild für die Bewertung der RN-Typen verfeinert werden. Sicherlich ist jedoch nicht zu erwarten, daß zu einem Zeitpunkt, wenn alle (wesentlichen) zoologischen Ökofaktoren bearbeitet sind, ein Zahlenwert für einen Typ herauskommt. Statt dessen kommt es zu einer Abfolge von Beurteilungen für die jeweilige Gruppe/Art. Es bleibt je nach Fragestellung dem Bearbeiter anheim gestellt, die Folge etwa einer Maßnahme aus dem aufgelisteten Wissen abzuleiten. Die Qualität der Aussage ist hierbei trivialerweise von zwei Eingangsgrößen, der Datenqualität und dem Flächenbezug abhängig. Der viel verwendete Ansatz, mit Gitternetzen zu arbeiten, mag im Flachland oder für große Einheiten noch annehmbar sein, im Gebirge liegt oftmals eine Fülle von Einheiten auf solch einem Raster; deshalb wurden Polygone zur Abgrenzung gewählt. Die Datenqualität ist sicher zu Beginn der Aufnahme schlechter als am Ende. Die bequemen Möglichkeiten der EDV lösen die Probleme elegant, der Datensatz wird ausgetauscht und die Bedeutung der Aussage wird in Ihrer Wertigkeit im Zusammenhang mit der Gesamtfragestellung erläutert.

Die Bewertung der RN-Typen wird sowohl für die Variablen des bei SCHALLER u. SPANDAU (1987) erwähnten Bilanzmodells, als auch für die Fachbereichstabelle durchgeführt. Dabei entscheidet der Bearbeiter, ob er alle Typen differenzieren kann oder ob Gruppen zusammengefaßt werden. Ferner wird bei Bewertungsvariablen nach einer ungeraden Bewertungsskala vorgegangen; es kommt zu einer Klassenbildung. Für die Bewertung von RN-Typen nach Arten oder Artengruppen (systematisch oder ökologisch) sind

- die relative Häufigkeit,
- der Anteil seltener Arten,
- der Anteil gefährdeter Arten,
- der Anteil der Habitatspezialisten,

aber auch Diversität, Dominanz o. ä. von Bedeutung.

Tab. 1: Realnutzungstypen, die für die Auswahl der für Birkhühner potentiell besiedelbaren Flächen verwendet wurden

Vegetation und Standort oberhalb der alpinen Waldgrenze
- Fels mit alpinen Rasengesellschaften
- Fels mit einzelnen Latschengruppen
- Fels mit einzelnen Bäumen
- Alpine Rasen
- Latschengebüsch
- Mosaik aus Latschen und alpinen Rasen

Gewässer
- Niedermoorstandort, Naßwiese

Wald/Forstgesellschaften
- Lockerer Lärchenbestand auf Fels
- Mosaik aus Lärchen, Zirben, Latschengebüsch auf Fels
- Lichter Lärchenwald über Latschen, Zwergstrauchheiden, alpinen Rasen
- Lichter Lärchenwald auf Gesteinsschutt
- Lärchenwald
- Aufforstung, Nadelgehölze
- Aufforstung, Laubgehölze
- Mischwaldaufforstung
- Waldrand Nadelgehölze
- Waldrand aus Laub- oder Mischwaldarten

Landwirtschaft
- beweidete, gepflegte Almfläche
- beweidete, gepflegte Almfläche, zugleich Skipiste
- Almfläche in Sukzession
- Verkarstete Almfläche
- Verarmte alpine Rasen (Nardeten)
- Magerrasen u. a. auf Buckelwiesen
- beweidete Buckelwiesen

Eine andere Bewertung wäre die Wertung des RN-Typs für die Art/Artengruppe, ob es ein

- Jahreslebensraum
- Sommer/Winterlebensraum
- Balzbiotop
- Wanderweg

ist, oder aber beispielsweise, wie groß die Distanz zum nächsten bewohnbaren Biotop ist.

Neben diesen auswählenden bzw. einschränkenden Bewertungen sind als halbquantitative Angaben für die Art oder Gruppe respektive die RN-Typen Bewertungsschemata festgelegt.

2.2 Bewertungsschema für Arten/Gruppen und Realnutzungstypen

Für Arten/Gruppen pro Realnutzungstyp

1 = Art fehlt
2 = sehr selten
3 = selten - regelmäßig
4 = regelmäßig - mäßig häufig
5 = durchgehend verbreitet
6 = häufig
7 = sehr häufig

Pro RN-Typ für Gruppen (systematisch-ökologisch)

1 = nicht geeignet
2 = unregelmäßiges Auftreten kommuner Arten
3 = regelmäßiges Auftreten kommuner Arten
4 = häufiges Auftreten kommuner Arten
5 = häufiges Auftreten kommuner Arten und/oder seltenes Auftreten seltener Arten
6 = häufiges Auftreten kommuner Arten und/oder regelmäßiges Auftreten seltener Arten
7 = individuenreiche Artenzusammensetzung kommuner und seltener Arten

3. Erstellen potentieller Verbreitungskarten

Für das Untersuchungsgebiet wurden im Maßstab 1 : 10 000 die objektiven Parameter Höhenschichtlinien, Exposition, Hangneigung aufgearbeitet und mit der aus dem Infrarotluftbild erstellten Realnutzungstypenkarte verschnitten. Durch diese Vorgabe ist es nun möglich, eine beliebig große Zahl von Kombinationen der einzelnen Parameter durchzuführen. Für die Erstellung einer potentiellen Verbreitungskarte müssen die notwendigen Parameter aus der Gesamtheit der Daten herausgelöst werden.

Im vorliegenden Fall wurde, um den Beispielcharakter zu unterstützen, auf einfache Abfragen Wert gelegt. Als Tierart wurde das Birkhuhn (*Lyrurus tetrix*) gewählt, eine Art, über deren Biologie wir sehr viel wissen (LINDNER 1977, BIRKHUHNSYMPOSIUM '79, 1980), deren Rückgangsursachen dennoch im unklaren liegen.

Die vorliegenden Karten wurden erstellt aus dem allgemeinen Wissen über die Art und den lokalen Beobachtungen. Der Betrachtungszeitraum ist der Sommer. Winter und Balz werden bewußt hier nicht behandelt.

Das Birkhuhn ist im angegebenen Gebiet (Testgebiet Jenner) in einem Höhenbereich zwischen 1200 m und 2000 m ü.d.M. zu beobachten. Somit werden alle anderen Werte exkludiert. Die über 200 unterschiedlichen Typen wurden für die Abb. 1 in die 6 Hauptgruppen zusammengefaßt. Das Bild vermittelt einen Eindruck der Vielgestaltigkeit des Gebietes und seine kleine Kammerung.

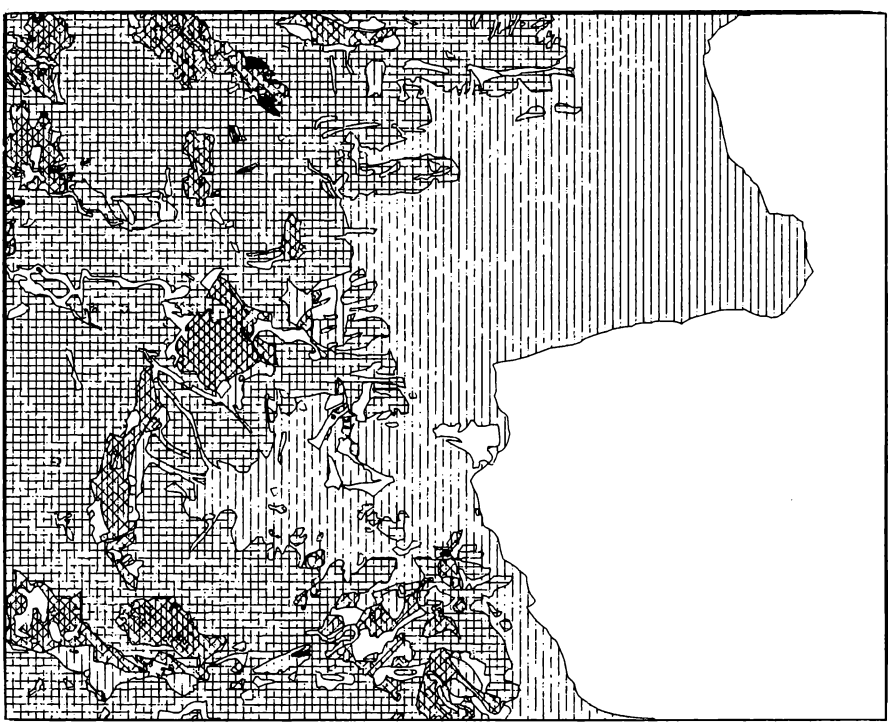


Abb. 1: Karte der Realnutzungstypen, zusammengefaßt nach Hauptgruppen, Testgebiet Jenner, Kartenblatt 22

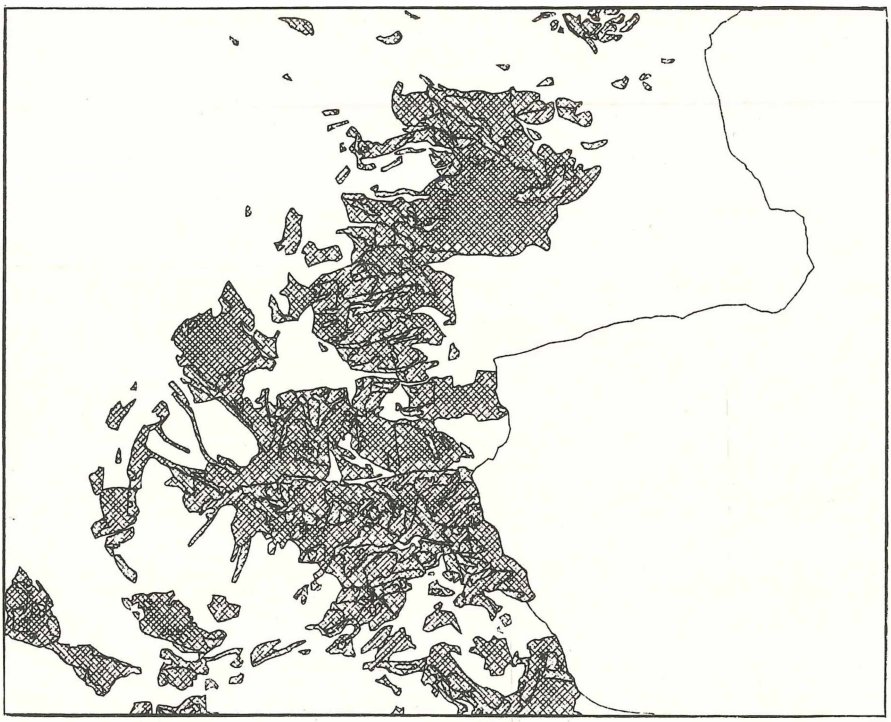


Abb. 2: Potentielle Birkhuhnverbreitung im Testgebiet Jenner, Kartenblatt 22.
Höhenbeschränkung zwischen 1200 und 2000 m ü.d.M.

Aus der Liste der RN-Typen wurden nun jene ausgewählt, auf denen Birkhühner potentiell vorkommen. Dabei wird aus den Typen Aufforstung klar, daß es sich bei diesen Karten um zeitpunktfixierte handelt. Eine dynamische Betrachtung auf dieser Ebene ist nur in mehreren Schritten möglich.

Abb. 2 zeigt das potentielle Siedlungsgebiet im Testgebiet. Nach dieser ersten Angabe - so wird es im Projekt durchgeführt - werden Stichproben im Freiland genommen und die Rechenvorschrift verfeinert. Dies soll hier unterbleiben. Die Auswertung zeigt, für alpines Gebiet nicht untypisch, ein relativ stark zergliedertes Verbreitungsgebiet.

4. Verknüpfen unterschiedlicher Informationen

Das Verbreitungsmuster entspricht jedoch nicht dem tatsächlichen Eindruck des Beobachters. Mit Hilfe des Zugriffs auf das zentrale Projektinformationssystem ist es möglich, der Lösung einen Schritt näher zu kommen. Auf dem Kartenblatt liegt der Jenner, ein mit einer Seilbahn versehener Berg.

Etwa eine halbe Million Fahrgäste benützen die Bahn im Jahr. Das Gebiet ist ein beliebtes Wanderziel.

Abb. 3 zeigt eine Karte mit allen Linearstrukturen, die Wege oder Fahrstrecken sind. Dabei zeigt sich, daß unterhalb der bei 1200 m festgelegten Verbreitungsgrenze die Hauptmasse der Wege liegt; dort ist bäuerliches Siedlungsgebiet mit Hofzufahrten etc.

Für das Jennergebiet wurde eine Analyse des Sommertourismus (SPANDAU 1983) durchgeführt. Ein Ergebnis sind Zahlen über Touristen auf Wegeabschnitten. Tab. 2 zeigt die Einteilung der Touristen pro Tag in vier Klassen. Es wurde definiert, daß zunächst die höchste Zahl die höchste Belastung darstellt, wiewohl das Problem der unerwarteten Störung bekannt ist.

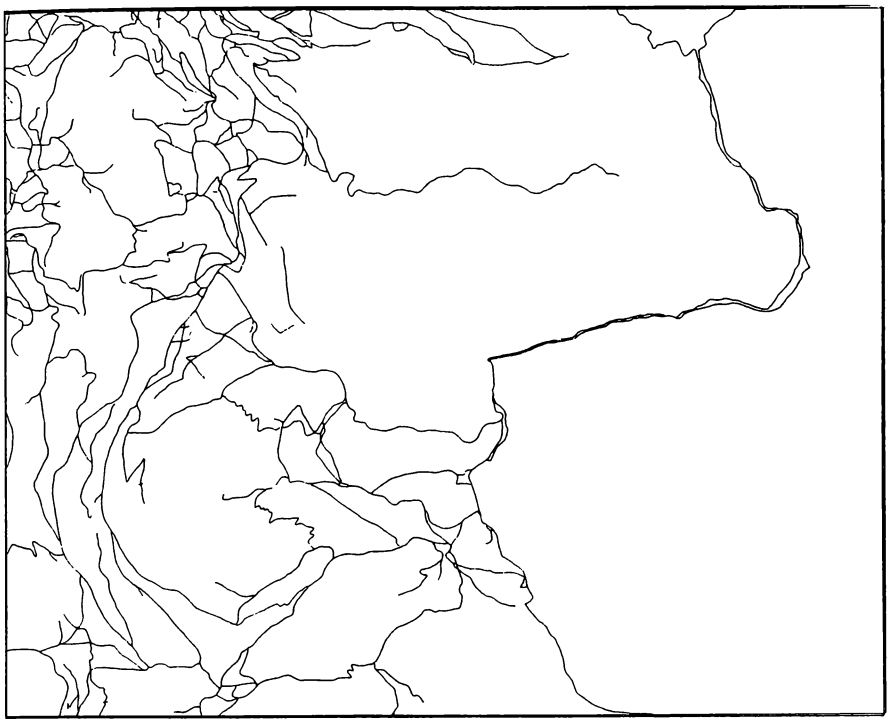


Abb. 3: Wege und Steige im Testgebiet Jenner, Kartenblatt 22.

Tab. 2: Einteilung der Wegefrequenzen nach Klassen (Touristen/Tag)

400 ≙ massive Störung	50 ≙ temporäre Störung
100 ≙ permanente Störung	10 ≙ zufällige Störung

Entsprechend den Klassen wurden um die Wegeabschnitte entsprechende Störzonen als Puffer eingetragen. Eliminiert man nun alle touristisch unbedeutsamen Wege und stellt die anderen mit dem Puffer dar, ergibt sich Abb. 4. Verschneidet man nun das potentielle Verbreitungsgebiet mit den Angaben aus der Untersuchung von SPANDAU (1983), ergibt sich ein Beispiel, das eine Interpretation des Unterschiedes zwischen beobachteten Birkhühnern und potentieller Verbreitung anbietet (Abb. 5). Bei der vorliegenden Verschneidung sind die erheblichen Belastungen durch Wintertourismus nicht berücksichtigt. Generell kann gesagt werden, daß der zentrale potentielle Verbreitungsbereich der Tierart durch touristische Einflüsse beeinträchtigt ist. Dennoch sind in Teilgebieten auch heute noch Birkhühner zu beobachten. Dies liegt wohl an der Feingliedrigkeit des Gebietes, da unzugängliche Bereiche oft neben solchen mit massenhaftem Auftreten von Menschen liegen (d'OLEIRE-OLTMANNS 1984).

Definiert man nun diejenigen Flächen, die von Wegen vollständig umschlossen sind, ohne die Flächengröße zu berücksichtigen, so ergibt sich jener Bereich, der auf Abb. 6 dargestellt ist. Das Gebiet ist zumindest als im Einflußbereich der Wege festzulegen. Mittels eines weiteren Auswertungsschrittes können nun noch jene Flächen herausselektiert werden, für die die Bedingungen potentielles Birkhuhngebiet und Puffer um Wege gelten. Diese werden im vorliegenden Fall als drastisch durch Sommertourismus gestört definiert (Abb. 7). Der Vergleich zwischen räumlicher Verteilung unterschiedlicher Nutzer und dem statistischen Anteil (Tab. 3) der Flächen erlauben eine fundierte Aussage über den Status quo. Würde man nun noch mögliche Planungen als Typenübergang (SCHALLER, SPANDAU 1987) umsetzen, ist die Veränderung für die Tierart darstellbar und die Folgen können abgeschätzt werden.

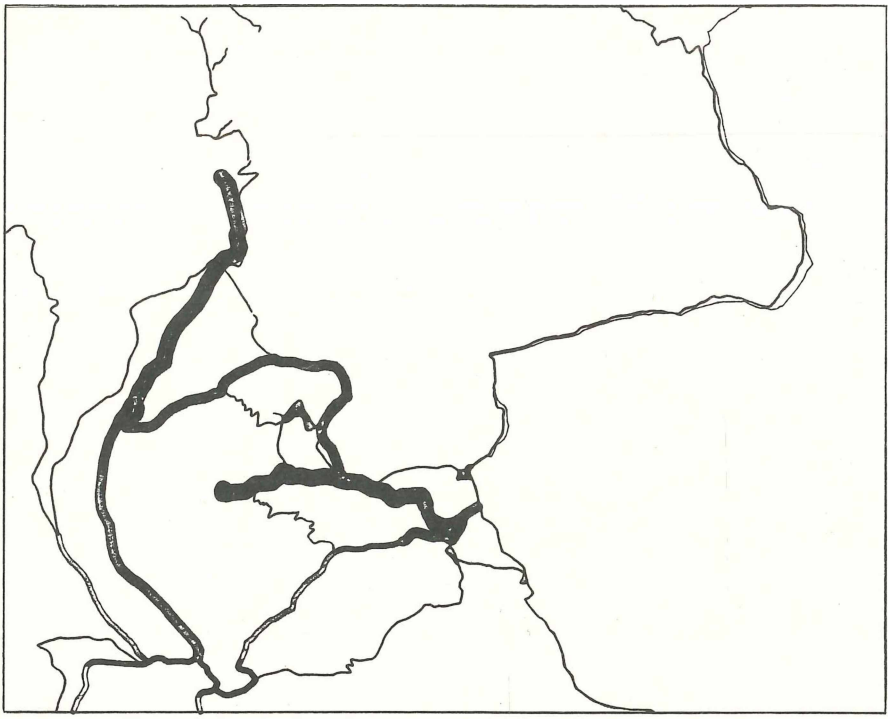


Abb. 4: Störklassen an Wegeabschnitten in Abhängigkeit von der Touristenfrequenz/Tag als unterschiedlich breite Puffer abgebildet, Kartenblatt 22.
Alle unbedeutsamen Wege wurden eleminiert.

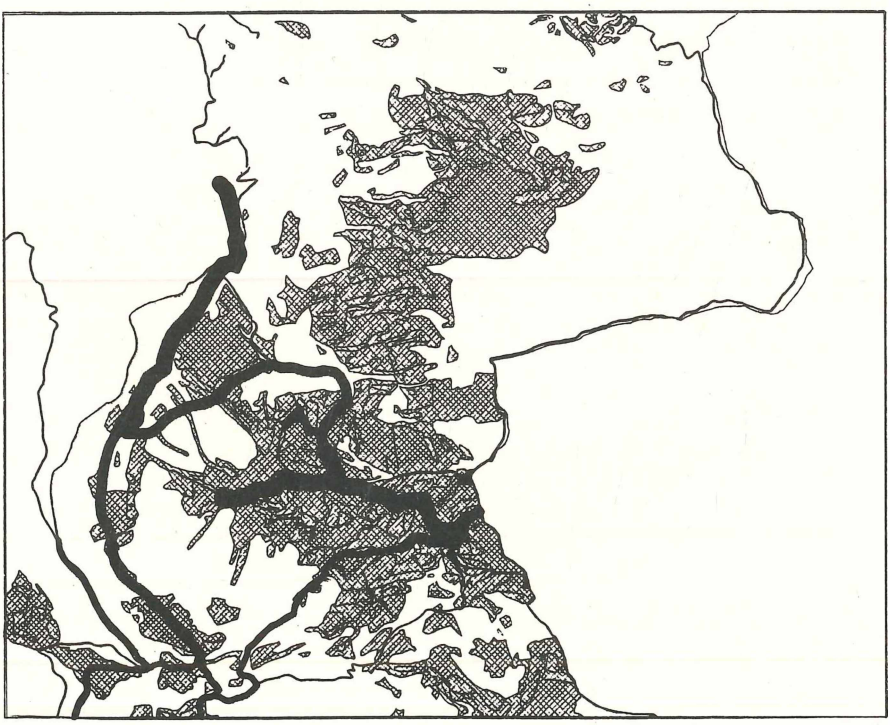


Abb. 5: Potentielle Birkhuhnverbreitung überlagert mit den nach Störklassen definierten Pufferzonen, Kartenblatt 22.



Abb. 6: Anteil des potentiellen Birkhuhnhabitats, welches im Einflußbereich von frequentierten Wegen liegt oder von diesen vollständig umschlossen ist, Kartenblatt 22.

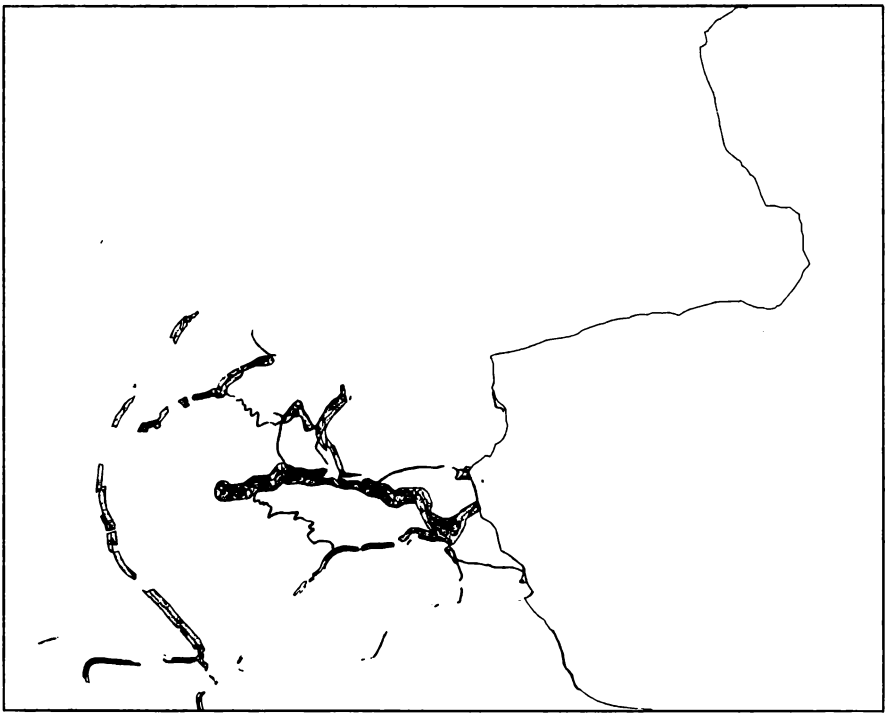


Abb. 7: Überlagerung zwischen potentiellem Birkhuhnhabitat und Pufferzonen um frequentierte Wege, Kartenblatt 22.
Nur solche Abschnitte wurden selektiert, wo Habitat und Puffer überlagern.

Tab. 3: Flächenstatistik zur potentiellen Birkhuhnverbreitung

	Zahl der Polygone	Flächenanteil gesamt in %	Flächenanteil des potentiellen Habitats in %
Karte 22	4780	100	
Birkhuhnhabitat	1506	30	100
Fläche des Birkhuhnhabitats im Einflußbereich der Wege	1267	11	37
Fläche der Wegepufferzone auf Birkhuhnhabitat	628	2	8

5. Synthese

Wiewohl bei der vorgestellten Betrachtung eine Vielzahl von Details über das Vorgehen oder über die Tierart weder dargestellt noch verwertet werden konnten, erlaubt der Ansatz enorme Variationen. Es besticht, wie aus den generellen Angaben des geographischen Informationssystems (GIS), den wenigen Grundbedürfnissen einer Art und der Analyse der Wegefrequenzen im Sommer eine vergleichsweise vielschichtige Betrachtung möglich wird.

Auf der 'Prozeßebene' des MAB-6 Projektes werden diese Möglichkeiten in verschiedener Weise genutzt. Bereits der Ansatz von Testgebiet, Ergebnisse aus den Testgebieten auf die Gesamtfläche zu übertragen, führt zu Real- und Potentialkarten.

Die formulierten Hypothesen werden in Flächendarstellungen umgesetzt und im Gelände überprüft. Eine Überlagerung verschiedener zoologischer Auswertungen über Habitatbewertungen ergibt Verdichtungsräume und zeigt so besonders wertvolle, empfindliche oder gestörte Bereiche.

Für den doppelten Auftrag, sowohl Naturschutz im Nationalpark umzusetzen, als auch im MAB-Projekt langfristige Vorgehensweisen zur Sicherung der Ressourcen anzubieten, mag dies ein Weg sein, wissenschaftliche Arbeitsweise und Umsetzung in politisches Handeln aneinander zu koppeln.

Literatur

BIRKHUHNSYMPOSIUM '79, 1980: Beiheft Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 16: 1 - 202.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1983: Ziele, Fragestellungen und Methoden. Ökosystemforschung Berchtesgaden.[Bonn] MAB-Mitt. 16.

DEUTSCHES NATIONALKOMITEE MAB, 1984: Szenarien und Auswertungsbeispiele aus dem Testgebiet Jenner. Ökosystemforschung Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 17.

LINDNER A., 1977: Die Waldhühner. Hamburg/Berlin (Parey): 148 S.

d'OLEIRE-OLTMANNS W., 1984a: Das Projekt MAB-6 in Berchtesgaden, Planung, Struktur, Perspektiven. Verh. Ges. Ökol. 12: 53 - 57.

d'OLEIRE-OLTMANNS W., 1984b: Möglichkeiten der Verwendung freilebender Tiere zur Beurteilung des Funktionszustandes in der Natur. In: Das freilebende Tier als Indikator für den Funktionszustand der Umwelt. Tagungsber. 317-325.

SCHALLER J., SPANDAU L., 1987: MAB-Projekt-6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme - Integrierte Auswertungsmethoden und Modelle für die Ökosystemforschung Berchtesgaden. Verh. Ges. Ökol. 15: 35 - 47.

SPANDAU L., 1983: Der Einfluß des Sommertourismus auf alpine Ökosysteme. Diplomarb. TU München-Weihenstephan.

Adresse:

Dr. W. d'Oleire-Oltmanns
Nationalparkverwaltung
Doktorberg 6

D-8240 Berchtesgaden

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Das regionale Modell Berchtesgaden – dargestellt am Beispiel der Fallstudie Olympische Winterspiele

Ursula Richter

S y n o p s i s

In the regional model of Berchtesgaden tourism and dependent sectors (including traffic, agriculture and forestry) are in the focus of interest from a socioeconomic and ecological point of view. In order to make effects of changes comprehensible it is to demonstrate, how these and other sectors within and outside of the region are interrelated on a monetary, material and energetic level (input-output-analysis). Based on this background the scope of action and reaction of the economic/ecological system is to be judged; this is exemplified in the case study on possible effects of the Olympic Winter Games in Berchtesgaden in 1992. The model shows how infrastructural changes of a winter sports area produce a chain of effects including attractiveness and number of visitors to be expected as well as effects on the regional economy, ecological implications and the living quality of the population.

Berchtesgaden, extensification, intensification, land use, tourism.

1. Gegenstand und methodische Grundprobleme

Im Regionalmodell Berchtesgaden stehen aus sozioökonomischer und ökologischer Sicht der Tourismus und die davon abhängigen Sektoren einschließlich des Verkehrs sowie die Land- und Forstwirtschaft im Mittelpunkt des Interesses. Die Verflechtung dieser Sektoren mit anderen innerhalb und außerhalb der Region auf monetärer, stofflicher und energetischer Ebene (input-output-Analyse) ist festzustellen, um Auswirkungen von Änderungen faßbar zu machen. Vor diesem realen Hintergrund sind Handlungsspielräume und Reaktionsmöglichkeiten des ökonomisch-ökologischen Regionalsystems zu beurteilen.

Gegenstand der Modellbildung sind damit:
- die Arbeits- und Lebensbedingungen der Bevölkerung und deren Veränderungen im Zeitablauf,
- die fremdenverkehrsbedingten wirtschaftlichen Aktivitäten und ihre Beschäftigungseffekte,,
- die hierdurch bedingten räumlichen Ausbreitungsvorgänge und ihre ökologischen Folgen -
  - insbesondere die Nutzungsansprüche und Nutzungsmuster von Bevölkerung und Wirtschaft
  - sowie die räumlichen Aktionsmuster und die damit verbundenen Nutzungsansprüche der Touristen (vgl. RICHTER et al. 1985; GROSSMANN et al. 1983).

Die damit verbundenen themenbezogenen Belastungsmodelle haben jeweils den Gesamtkontext der von SCHALLER u. SPANDAU (1987) aufgezeigten drei Analyseebenen zu berücksichtigen:
- die Prozeßebene (dynamischer Entwicklungspfade von Strukturen) auf der untersten Hierarchiestufe,
- die Ebene der funktionalen Verknüpfung, d. h. der Dynamisierung von Funktionen und Steuerung der Strukturen und
- die Strategieebene auf der obersten Stufe.

Auf jeder dieser Ebenen ist das regionale ökonomisch-ökologische System in Berchtesgaden in der Verflechtung bzw. Einbindung in das Makrosystem sowohl eines sozioökonomischen als auch eines ökologischen Systems zu betrachten - ein Verweis auf die externe Steuerung.

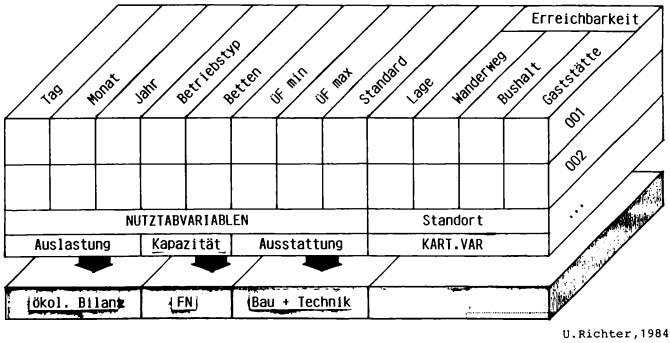


Abb. 1: Strukturparameter Beherbergungsbetriebe

Die Qualität der Verknüpfungsmodelle hängt dabei wesentlich von der expliziten Verräumlichung - auch sozioökonomischer Datenbereiche ab: auf der dynamischen Ebene der funktionalen Verknüpfung werden beispielsweise alle wesentlichen sozioökonomischen Struktur- und Steuerungsparameter nach raum- und standortswirksamen Bilanzierungsmerkmalen von Nutzungs- oder anthropogenen 'Aktivitäts'typen gebündelt. Als sozialökologische Einheiten unterliegen diese Aktivitätstypen dem sozialen Wandel und bedingen damit veränderte ökologische Belastungssituationen. Ihre Verräumlichung erfolgt in der Bilanzierung auf der Prozeßebene; wesentliche Parameter hierfür zeigt Abb. 1 am Beispiel von Beherbergungsbetrieben.

Ein bestimmter Typ von Beherbergungsbetrieb wird damit in der Auslösung räumlicher Aktivitäten (Touristen, Arbeitspendler, damit verbundener Verkehr) ebenso erfaßbar wie in seinen Flächen- und Infrastrukturansprüchen.

2. Szenarien in Modell Berchtesgaden

Die sozioökonomische Entwicklung der Region und ökologische Wirkungen lassen sich auf dieser Grundlage in Szenarien modellmäßig entwickeln. Hierbei sind fünf mögliche Strategien zugrundegelegt:

- 2 Strategien der Intensivierung anthropogener Nutzungen
- Nullwachstum
  als exogen bedingter ökonomischer Stagnationsimpuls und
- 2 Strategien der Extensivierung anthropogener Nutzung.

Abb. 2 gibt eine Übersicht über die wesentlichen Entwicklungsparameter in den fünf Szenarien.

3. Sozioökonomische Modellimplikationen der Fallstudie Olympische Winterspiele

Im folgenden soll dies am Beispiel der Fallstudie zu möglichen Wirkungen Olympischer Winterspiele 1992 in Berchtesgaden aufgezeigt werden. Wir bewegen uns dabei auf der Ebene der beiden Intensivierungsstrategien.

Analysiert werden in der Fallstudie zunächst
- die 'status quo'-Planung vom Stand 1984/85 mit den Disziplinen Abfahrtslauf, Riesenslalom und Slalom am Austragungsort Berchtesgaden,
- eine mittlere Durchführungsvariante, erweitert um die Disziplinen Trickschi und Superriesenslalom sowie
- eine Variante, in der die Spiele als Anlaß zur Einrichtung eines Schizirkus genommen werden.

Der Modellierung von Veränderungen des Besucheraufkommens und des Bettenangebots in quantitativer und qualitativer Hinsicht werden auf der Makroebene des sozioökonomischen Systems zum einen allgemeine Trends der Tourismusentwicklung zugrundegelegt, die sich auf das Urlaubsverhalten auswirken und damit die Nachfragestrukturen bestimmen, zum anderen wirtschaftliche und politische Rahmenbedingungen. Da diese in ihrer Gesamtheit nicht Gegenstand der Modellbildung im Berchtesgadener Projekt sind, finden sie nur insoweit Eingang, als es sich um zentrale Entwicklungsindikatoren des Makrosystems handelt; darüber hinaus werden sie als ceteris-paribus-Bedingungen beobachtet.

Intensivierung = forciertes Wachstum	
- forcierte Kapazitätserweiterung	Intensivierung Fremdenverkehr, Land- und Forstwirtschaft; Ausschöpfung/Erweiterung des Baurechts mit entsprechendem Infrastrukturausbau; weitere touristische Infrastruktur; weitere Verkehrserschließung; Erweiterung der Ressourcenausschöpfung; Zuwanderung
Beibehaltung des "status quo"	
- mäßige Kapazitätserweiterung	i. d. Tendenz der Intensivierung, jedoch abgeschwächt; Ausschöpfung des Baurechts; keine weitere touristischen Infrastrukturmaßnahmen und Verkehrserschließungen; keine weitere Ressourcenausschöpfung; geringfügige Abwanderung
"Nullwachstum"	
- krisen- (exogen) bed. Rückgang	Auflassung landwirtschaftliche NE-Betriebe; keine Baunachfrage; extreme Unterauslastung des Beherbergungssektors und nachgelagerter Wirtschaftszweige/Stilllegungen; Unterauslastung Infrastruktur; reduzierte Ressourcenausschöpfung; Abwanderung
Extensivierung = aktive Sanierung	
- ökologische Restriktionen mit	restriktiven Bewirtschaftungsauflagen für Land- und Forstwirtschaft; 'Landschaftspflege' als neuer Aufgabenbereich für Landwirte; restriktive Auflagen für touristische Nutzungen; Zielvorgaben für Bauvorhaben (Eigenbedarf) und Umgestaltung des Bestands; Rückbau und Umgestaltung im Verkehrsnetz; Dezentralisierung der technischen Infrastruktur nach ökologischen Kriterien (u. a. in Koppelung mit Landwirtschaft); wissenschaftlich abgesicherte Vorhaben für Ressourcennutzung; geringfügige Zuwanderung
Extensivierung = passive Sanierung	
ökologische Restriktionen	Auflassung Landwirtschaftsbetriebe, Forstwirtschaft im Nationalpark; restriktive Bewirtschaftungsauflagen; restriktive Auflagen touristischer Nutzungen - keine Zulassung im Nationalpark; Auflassung touristischer Infrastruktur; Rücknahme von Verkehrswegen; extreme Unterauslastung im Beherbergungsgewerbe und nachgelagerten Wirtschaftsbereichen/Stillegungen; Ressourcen nur für Eigenbedarf; Abwanderung

Abb. 2: Szenarien

Auf der Ebene des regionalen Systems wird dem Modell als ein wesentlicher Steuerungsparameter die strukturelle Zusammensetzung des Bettenangebots zugrundegelegt, die einen deutlichen Trend der internen Umstrukturierung aufzeigt; als weiterer Steuerungsparameter die bestehende Standardstruktur, da in Anbetracht der hohen Zahl von Betten mit niedrigem Standardniveau als Effekt der Bewerbung um Olympische Winterspiele auf jeden Fall mit einem Investitionsschub zur Verbesserung der Ausstattungsstandards zu

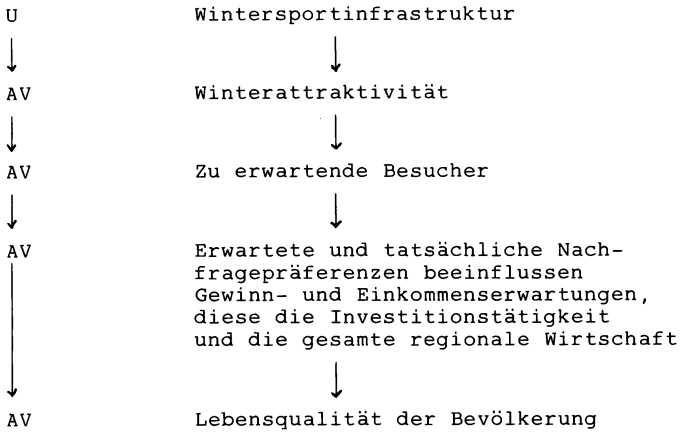


Abb. 3: Wirkungskette Wintersportinfrastruktur

rechnen ist. Ob die Investitionstätigkeit (als weiterer Steuerungsparameter) letztendlich in Richtung auf eine quantitative Ausdehnung des Bettenangebots erfolgen wird, hängt in erster Linie von der Entwicklung der Winterattraktivität ab oder - besser gesagt - davon, wie sich diese mit der Durchführung von Spielen entwickelt.

Rentabilität kurzfristiger Kapitalanlage würde eine nur mittelfristige Steigerung der Winterauslastung bereits als Ausgangspunkt für Investitionstätigkeit nehmen und damit das Fundament insbesondere für die Investitionstätigkeit regionsexterner Anleger im Beherbergungssektor bilden. Da für eine flächenintensive Investitionstätigkeit auf der Basis der gegenwärtigen Flächennutzungsplanungen im Untersuchungsgebiet Berchtesgaden wenig Spielraum besteht, ist davon auszugehen, daß sich diese vorwiegend im Rahmen von Bestandsumwandlungen vollzieht und damit bereits beobachtbare Trends verstärken wird (Flächenumwidmung; Verdichtung etc.).

Die damit entstehende Wirkungskette von der unabhängigen Variablen Wintersportinfrastruktur zieht sich über die Attraktivität und damit zu erwartenden Besuchermengen in ihren Auswirkungen auf die regionale Wirtschaft und ökologische Implikationen dieser Entwicklungen bis hin zur Lebensqualität der Bevölkerung. Für die drei genannten Intensivierungsstrategien werden damit die Folgen an den einzelnen Abschnitten der Wirkungskette sichtbar gemacht und damit praxisorientierte Entscheidungsgrundlagen aufgezeigt.

Literatur

GROSSMANN W.D., HABER W., KERNER F., KUNZ A., RICHTER U., SCHALLER J., SITTARD M., SPANDAU L., 1983: Ökosystemforschung Berchtesgaden. Ziele, Fragestellungen und Methoden. MAB-Mitt. 16 Deutschen Nationalkomitees für das UNESCO-Programm "Man and Biosphere", Bonn (Dt. Nationalkom. MAB).

RICHTER U., BIEHLER H., TJADEN K.H., 1985: Sozioökonomische Modellansätze im ökologisch-ökonomischen Regionalsystem Berchtesgaden. UBA-Forschungsber. MAB-Fachbereiche 20 - 23, B. Berlin.

SCHALLER J., SPANDAU L., 1987: MAB-Projekt 6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgsökosysteme - Integrierte Auswertungsmethoden und Modelle für die Ökosystemforschung Berchtesgaden -. Verh. Ges. Ökol. 15: 35 - 47.

Adresse:

Dipl.-Soz. U. Richter
IMU-Institut für Medienforschung u. Urbanistik e.V.
Hermann-Lingg-Str. 10

D-8000 München 2

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Zur Umsetzung ökologischer Forschungsergebnisse in politisches Handeln

Wolfgang Haber

Vor 19 Jahren schrieb der bedeutende amerikanische Ökophysiologe David Gates: "Der Versuch, ein Ökosystem zu verstehen, ist wohl die größte Herausforderung für einen Naturwissenschaftler von heute. Dieses Verständnis aber auf menschliche und gesellschaftliche Probleme anzuwenden, dürfte eine noch weit größere Herausforderung sein" (GATES 1968). Die Richtigkeit dieses Satzes bestätigt sich seitdem immer wieder.

1. Wege und Methoden der Ökologie

Der Weg der Ökologie begann mit der Aut-Ökologie, d. h. der Erforschung der Umweltbeziehungen eines einzelnen Lebewesens, einem Bereich, in dem sehr große Fortschritte erzielt worden sind; gemessen an der Zahl der hier tätigen Forscher und ihren Leistungen dürfte die Ökologie in diesem Bereich immer noch am stärksten sein. Von hier führte der Weg weiter zur Synökologie, d. h. zur Ökologie von Beständen oder Gruppierungen von Organismen, die nicht mehr nur mit ihrer Umwelt, sondern auch untereinander in Verbindung stehen, und schließlich seit etwa 30 Jahren zu einer raumbezogenen ökotop- und ökosystem-orientierten Ökologie, als die ich die Landschaftsökologie auffasse. Es handelt sich hier um eine Hierarchie der Bezugsfelder, die vom Einzellebewesen über den Bestand zum Ökotop und Ökosystem reicht.

Auf diesem Weg wird die 'klassische' Methode des experimentellen Arbeitens immer unhandlicher und unbrauchbarer. An ihre Stelle treten mehr und mehr Beschreibung, langfristige Beobachtung, Hypothese, Theorie, auch Spekulation, also lauter Methoden, die einer Überprüfung nicht mehr ohne weiteres zugänglich sind (PETAK 1980). Schließlich haben sich auf diesem Weg insbesondere die Modelle durchgesetzt, mit denen wir uns seit etwa 15 Jahren genauer auseinandersetzen (BRINKMANN 1985).

Auf diesem Weg von der Aut-Ökologie zur Landschaftsökologie wurde aber auch mehr und mehr, oft unmerklich, das menschliche Handeln in die ökologische Forschung einbezogen. Zunächst wurde es ja als ein unerwünschter Störfaktor bei den meisten Untersuchungen ausgeschlossen, es sei denn, man befaßte sich in aut-ökologischen Forschungen ausdrücklich mit Organismen, die dem Menschen einen Nutzen bringen, wie z. B. mit Kulturpflanzen oder Nutztieren. Die Ausweitung der ökologischen Forschung erzwang jedoch die Einbeziehung des menschlichen Handelns und die Beachtung der Stellung des Menschen im Ökosystem. Die großen ökologischen Forschungsprojekte der letzten 20 Jahre, z. B. das Internationale Biologische Programm (IBP) oder die im nationalen Rahmen durchgeführte landschaftsökologische Modelluntersuchung Ingolstadt und jetzt das zweite große internationale Projekt 'Der Mensch und die Biosphäre' (MAB) zeigen sehr deutlich, wie das menschliche Handeln immer mehr berücksichtigt wird (FRANZ 1985).

Wir haben dabei gelernt, die Ökosystem-Funktionen von der Nutzung durch die Organismen her zu verstehen zu versuchen, da der Mensch hauptsächlich als Nutzer in die Ökosysteme und in die Landschaft eingreift. Dabei zeigt sich, daß Nutzung, Ausnutzung, ja Ausbeutung normale, jedem Lebewesen eigene Aktivitäten und typisch für Ökosysteme sind. Jeder Organismus nutzt gemäß seinem Selbsterhaltungstrieb, der durch stete Selektion gestärkt wird, und gemäß seinen Fähigkeiten die Umwelt - d. h. 'sein(e)' Ökosystem(e) - aus und versucht dies sogar zu maximieren.

2. Nutzungsorientierte ökologische Forschung

Zum Verständnis der Nutzung ist es zweckmäßig, die Organismen nach den bekannten drei Funktionsgruppen der Produzenten, Konsumenten und Destruenten zu gliedern. Produzenten (grüne Pflanzen) nutzen anorganische Substanzen und sind als ortsfeste Organismen an deren im Ökosystem bzw.

am Ökotop verfügbare Vorräte gebunden, die sie mit Konkurrenten teilen müssen (HABER 1986). Konsumenten nutzen andere, lebende Organismen aller drei Gruppen und können diese dank Mobilität und Sinnesorganen aktiv suchen, dabei auch mehrere Ökosysteme nutzen. Destruenten nutzen tote organische Reste und sind dabei wiederum weitgehend an bestimmte Ökosysteme gebunden.

Trotz aller kontroversen Diskussionen über Stabilität und Gleichgewicht ist unbestritten, daß natürliche Ökosysteme erheblich länger existieren als die ihnen angehörenden und sie nutzenden Organismen und sich dabei wenig verändern. Nutzung - selbst maximierte Nutzung - gefährdet also die Existenz und das Gleichgewicht der Ökosysteme in der Regel nicht. Die genutzten Ressourcen sind stets verfügbar. Es muß demnach so etwas wie Ressourcenschutz geben, zu dem auch Bodenschutz und Artenschutz gehören. Dieser existiert tatsächlich, und zwar als Ergebnis zahlreicher ökosystemarer Regelungsvorgänge. Sie wirken als oft sehr effiziente und strikte Kontrolle der auf Maximierung programmierten individuellen Nutzungsaktivitäten und zeigen sich in Form von Wettbewerb, Prädation, Parasitismus oder auch Symbiosen, aber auch in einer - vor allem von Produzenten und Destruenten bewirkten - Änderung der Standorte.

Hervorzuheben ist, daß diese Regelung ein Vorgang ist, der sich oberhalb der Organisationsebene der Individuen abspielt. Die Individuen sind einzeln für sich auf Ausnutzung und Ausbeutung programmiert und selektiert. Die Regelung ergibt sich aus den Beziehungen der einzelnen Individuen zueinander und zu ihrer Umwelt und ist deswegen nicht in ihnen instinktiv oder verhaltensmäßig verankert. Das Verhalten der Individuen wird daher von Ausnutzung oder Ausbeutung gesteuert, während die Regelung, die dem Schutz der Ressourcen dient, nicht in den Individuen, sondern in den Beziehungen zwischen ihnen begründet ist. Ich halte diese Erkenntnis, die sich in vielen Beobachtungen verifizieren läßt, für besonders wichtig. Sie muß zu einem Leitmotiv in der weiteren Entwicklung der menschlichen Umwelt werden, bei der der Schutz der Ressourcen vor einer zu starken Ausnutzung und Ausbeutung von größter Bedeutung ist.

3. Der Mensch im Ökosystem

Das menschliche Handeln in der Umwelt ist, wie erwähnt, meist ein nutzendes Handeln, und muß daher im ökosystemaren Zusammenhang gesehen werden. Der Mensch gehört der Gruppe der Konsumenten an, nutzt also zur Selbsterhaltung andere Lebenwesen, vor allem Produzenten (grüne Pflanzen) und andere Konsumenten (Tiere). Da vor allem der moderne Mensch sich mit Artefakten umgibt, nutzt er auch anorganische Ressourcen, die dadurch von ihrem natürlichen Platz entfernt und in der Regel so verändert werden, daß sie nicht mehr in die natürlichen Stoffkreisläufe einbezogen werden können; sie werden zu Abfall, dessen Unterbringung in Boden, Gewässern und Luft eine weitere Nutzung der Umwelt darstellt. Die besonders hohe Mobilität der Menschen und z. T. auch ihrer Artefakte bezieht praktisch alle Ökosysteme in die menschliche Nutzung ein.

Die Anlage zur Maximierung der Nutzung, die jedem Konsumenten innewohnt, ist durch die geistigen Fähigkeiten des Menschen enorm gesteigert, ja auf die Spitze getrieben worden. Dies ist seine eigentliche 'Natur' im echten Wortsinne. Um so wichtiger wäre die Regelung dieser Nutzung. Nichts anderes soll durch Umwelt- und Naturschutz bezweckt werden - und durch Forschungsvorhaben wie 'Einfluß des Menschen auf Hochgebirgs-Ökosysteme' im MAB 6-Projekt (SCHALLER 1984, 1985). Die Schwäche und oft erfahrene Vergeblichkeit des Umweltschutzes zeigen, daß die Regelung der Nutzungen, die in natürlichen Ökosystemen ein sich selbst organisierender und erhaltender Vorgang ist, nicht gelingt. Warum ist dies so?

Regelung wird überindividuell bewirkt und ist nicht im Verhaltensprogramm der einzelnen Organismen enthalten, so auch nicht im biologischen Erbe des Menschen. Er könnte aber mittels der ihm eigenen geistigen Fähigkeiten das Wesen der Regelung erkennen und ihm aus Einsicht folgen. Das geschieht jedoch gewöhnlich nicht oder zu spät, d. h. wenn die Nutzung bereits die Ressourcen gefährdet. Der Nutzungs- und Ausbeutungstrieb ist stärker, wohl weil er biologisch weit älter ist. Regelung heißt außerdem stets Nutzungseinschränkung zu Gunsten der weiteren Existenz

des genutzten Ökosystems samt aller davon abhängigen Organismen. Dem will sich eine biologische Art, nämlich *Homo sapiens* als bisheriges Endergebnis der Evolution, in dem der Antrieb zur Nutzungsmaximierung mit geistigen Fähigkeiten kombiniert ist, nicht so einfach unterwerfen. Daher werden die geistigen Fähigkeiten primär nicht benutzt, um das Wesen überindividueller Regelung zu erkennen und diese anzuwenden, sondern gerade um die natürlichen Regelungsvorgänge auszuschalten. Rücksichtslos beseitigt *Homo sapiens* seine tierischen, pflanzlichen und mikrobiellen Konkurrenten und Antagonisten (Prädatoren bzw. Parasiten) und hält sich in spezifischen, von ihm geschaffenen Nutz-Ökosystemen eine kleine Zahl von ausgewählten Nutzpflanzen, -tieren und -mikroorganismen, die er ebenfalls ziemlich rücksichtslos vor ihren eigenen Konkurrenten und Antagonisten - die als 'Schädlinge' klassifiziert werden - schützt.

Biologisch resultiert dies in einer ebenfalls ungeregelten Zunahme der Population von *Homo sapiens* oder seiner energetischen, materiellen und räumlichen Ansprüche an die Umwelt, deren Ressourcen aber endlich sind. Dies verstärkt die Ausbeutung noch weiter. Muß man noch hinzufügen, daß *Homo sapiens* auch mit Konkurrenten und Antagonisten der eigenen Art wenig Rücksichtnahme walten läßt? Wird die Geschichte der Menschheit nicht immer noch als eine Abfolge erfolgreicher Kriege (für wen?) dargestellt? Ist Rüstung nicht weiterhin ein hochrangiges Ziel der Politik?

Solcherart ist die ökologische Erkenntnis, die in politisches Handeln umzusetzen wäre. Doch sie ist unbequem und unwillkommen und dringt nur langsam gegen viele Hindernisse vor. Politik fühlt sich immer noch überwiegend der Ausbeutung verpflichtet. Die Regelungsvorgänge setzen sich aber mit der Unerbittlichkeit von Naturgesetzen schließlich durch. Es ist kein Triumph für den Ökologen, mit dieser Feststellung recht zu behalten, da, wie im Sahel, unvorstellbares menschliches Elend die Folge ist - Elend, das weitgehend hätte vermieden werden können.

In entwickelten Ländern sind die Gefahren einer Regelungsmißachtung weniger dramatisch, aber dennoch schwerwiegend. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen der deutschen Bundesregierung hat 1985 ein Gutachten über die Umweltprobleme der Landwirtschaft vorgelegt, worin dem Problem des Bodenschutzes ein sehr hoher Wert zuerkannt wurde. Die Ausführungen des Rates gingen dazu von drei Hauptfunktionen des Bodens aus:

- der Produktionsfunktion zur Erzeugung pflanzlicher Substanz zur Nutzung als Nahrungsmittel, Holz oder anderer Rohstoffe;
- der Regelungsfunktion des Bodens im Naturhaushalt; kein anderes Umweltmedium besitzt entsprechende Fähigkeiten zur Regelung der Stoffflüsse durch Pufferung, Speicherung, Ab- oder Umbau;
- der Lebensraumfunktion für die Destruenten, die sich in außerordentlich großer Zahl und Vielfalt im Boden aufhalten.

In der Wertung dieser drei Funktionen ist im Gutachten der Regelungsfunktion die Priorität zuerkannt worden, weil ein funktionsfähiger Naturhaushalt die Grundlage jeglicher Aktivität bildet und darin durch nichts zu ersetzen ist. Die Produktionsfunktion hat sich daher der Regelungsfunktion unterzuordnen.

Diese Wertung wurde von vielen Vertretern der Landwirtschaft voller Empörung zurückgewiesen und als Zynismus bezeichnet. Darin zeigte sich jedoch, wie schwer es den Menschen fällt zu begreifen, daß das Ausnutzen , das ja in der Produktionsfunktion steckt, einer Regelung bedarf und daß diese Vorrang besitzt. Denn ein Naturhaushalt, der aus den Fugen gerät, sich nicht mehr zu regeln vermag und auch vom Menschen nicht mehr geregelt werden kann, gewährleistet auch die übrigen Funktionen, z. B. für die Erzeugung von Nahrungsmitteln und Rohstoffen nicht mehr.

4. Natürliche und anthropogene (Nutz-) Ökosysteme

Seit der Erfindung der Landwirtschaft und des dadurch möglich gewordenen Städtebaues ist die Umwelt in einem selbstverstärkenden Prozeß, der sich in den letzten 100 Jahren erheblich beschleunigt, umgestaltet und immer mehr der menschlichen Nutzung angepaßt worden. Die natürlichen Ökosysteme wurden dabei immer mehr zurückgedrängt. Sie waren aber das bevorzugte

Tab. 1: Die Haupt-Ökosystem-Typen der Erde, geordnet nach zunehmender menschlicher Beeinflussung und Nutzung (in Anlehnung an WESTHOFF 1969, ergänzt)

A) B I O - Ö K O S Y S T E M E (biologisch bestimmte Ökosysteme)	Überwiegend aus natürlichen Bestandteilen zusammengesetzte und durch biologische Vorgänge gekennzeichnete Ökosysteme
	1. Natürliche Ökosysteme Vom Menschen nicht oder kaum beeinflußt. Selbstregelungsfähig.
	2. Naturnahe Ökosysteme Vom Menschen zwar beeinflußt, doch Typ 1 ähnlich; ändern sich bei Aufhören des Einflusses kaum. Selbstregelungsfähig.
	3. Halbnatürliche Ökosysteme Durch menschliche Nutzungen aus Typ 1 oder 2 hervorgegangen, aber nicht bewußt geschaffen; ändern sich bei Aufhören der Nutzung. Begrenzt selbstregelungsfähig.
Grenze zwischen naturbetonten und anthropogenen Ökosystemen	
	4. Agrar- und Forst-Ökosysteme ('Nutz-Ökosysteme') Vom Menschen bewußt geschaffen und völlig von ihm abhängig. Selbstregelung unerwünscht; Funktionen werden von außen (unter Energiezufuhr) gesteuert.
B) T E C H N O - Ö K O S Y S T E M E	Überwiegend aus technischen Bestandteilen (Artefakten) zusammengesetzte und durch technische Vorgänge gekennzeichnete Ökosysteme. Vom Menschen bewußt für kulturell-zivilisatorisch-technische Aktivitäten geschaffen. Nicht selbstregelungsfähig, sondern völlig von Außensteuerung (mit hoher Energiezufuhr) und von umgebenden und sie durchdringenden Bio-Ökosystemen abhängig. *Weitere Unterteilung noch offen, z. B. Dorf-, Stadt-, Großstadt-, Industrie- u. a. Ökosysteme.*

Forschungsobjekt der ersten Ökologengenerationen, denen wir die sorgfältig ausgearbeiteten Ökosystem-Gliederungsschemata und -Typisierungen verdanken, und sind heute Gegenstand vielseitiger Naturschutzbestrebungen geworden. Die Ökosystemforschung greift dagegen jetzt auf die 'Nutz-Ökosysteme' über, um zu einer allgemeinen Ökosystemlehre zu gelangen. Für diese hat Verfasser (HABER 1984, S. 48) eine grobe Übersicht aufgestellt, die hier noch einmal wiedergegeben wird (Tab. 1). Darin werden zweimal zwei Hauptgruppen unterschieden:

- die biologisch geprägten und die technisch geprägten Ökosysteme, in Kurzbezeichnung 'Bio-' und 'Techno-Ökosysteme';
- die natürlichen und die anthropogenen Ökosysteme.

Wie es bei den ökologischen Klassifikationen nicht selten ist, stimmen die Grenzen zwischen beiden Hauptgruppen nicht überein. Sie schließen die wichtige, in der Kulturlandschaft flächenmäßig meist vorherrschende Gruppe der vom Menschen geschaffenen, aber dennoch biologisch geprägten Ökosysteme der landwirtschaftlichen Nutzflächen (einschließlich der Gärten) und der Forsten, d. h. der durch Saat oder Pflanzung begründeten Wälder ein. Auf diese interessante Zwischenstellung kann aber hier nicht weiter eingegangen werden.

Im Flächenanteil, den die fünf Hauptökosystemtypen aus Tab. 1 einnehmen, haben sich charakteristische Verschiebungen ergeben, die in Abb. 1 schematisch für dicht besiedelte Länder der gemäßigten Zonen dargestellt sind. Der Flächenanteil der natürlichen Ökosysteme, die vor 100 000 Jahren die Gebiete beherrschten, geht im Laufe der Zeit immer mehr zurück und schrumpft bis 2000 n Chr. praktisch auf Null zusammen. Als der menschliche Einfluß an Stärke gewann, breiteten sich zuerst die naturnahen (A-2), danach die halbnatürlichen Ökosysteme (A-3, beweidete und plenterartig genutzte Wälder, extensiv beweidete Steppen) aus. Mit der Erfindung des Ackerbaues traten an die Stelle der naturbetonten Ökosysteme - wie die Typen A-1 - A-3 zusammen bezeichnet werden - auf allen ackerbaulich nutzbaren Böden Agrar-Ökosysteme, auf sonstigen Standorten vielfach Forst-Ökosysteme aus schnellwüchsigen Baumarten, beide dem Typus A-4 zugehörig. Auf Grund gesicherter Nahrungsversorgung aus den Agrar-Ökosystemen und Vorratshaltung entstanden schließlich die urbanen Ökosysteme, die sich seit ca. 150 Jahren als urban-industrielle Ökosysteme auf Kosten aller übrigen Ökosysteme stark ausbreiten und deren Ökotope zusätzlich noch durch Verkehrslinien zerschneiden. Am Ende des 20. Jahrhunderts wird das Gebiet der gemäßigten Zonen demnach im wesentlichen aus anthropogenen Ökosystemen der Typen A-4 und B eingenommen, während der Rest, die naturbetonten Ökosysteme, auf einen sehr kleinen Flächenanteil beschränkt sind - aber, um es zu wiederholen, den größten Anteil der ökologischen Forschung empfangen.

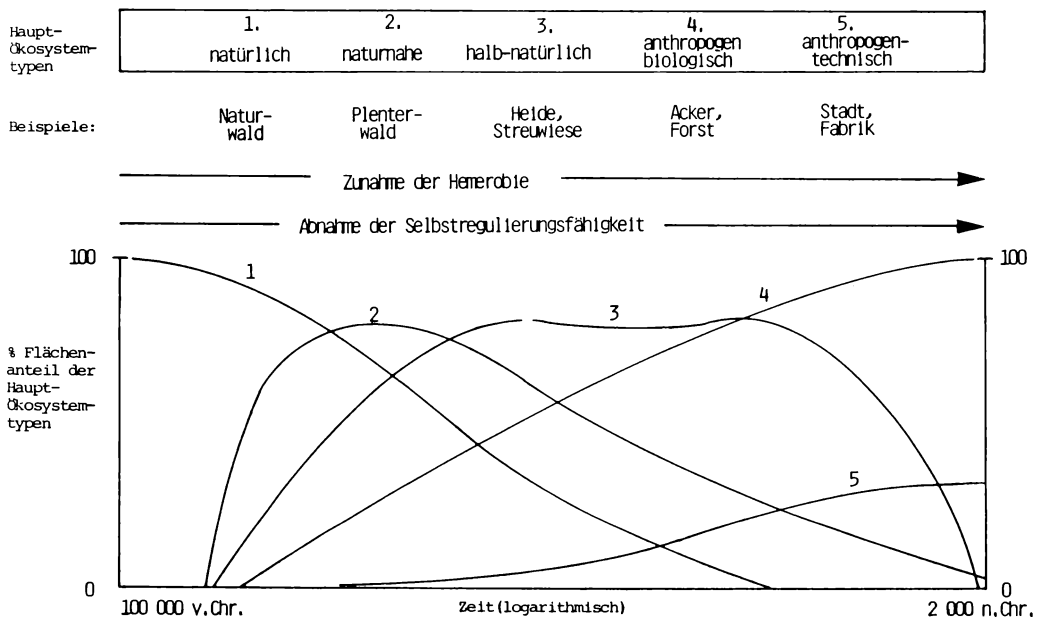


Abb. 1: Zeitliche Veränderung des Flächenanteils der Haupt-Ökosystemtypen (obere Leiste, vgl. auch Tab. 1) in den intensiv genutzten gemäßigten Zonen der Erde, grob abgeschätzt.

5. Forschungsansätze für den Bodenschutz

Die erwähnte einseitige Ausrichtung der ökologischen Forschung ist ein wesentlicher Grund für die mangelnde Umsetzbarkeit ökologischer Erkenntnisse in politisches Handeln. Ein aktuelles Beispiel bietet die Diskussion über den Bodenschutz, für die z. B. ein Modell der Empfindlichkeit von Bodentypen gegen bestimmte Eingriffe aufgestellt wurde - ohne zu berücksichtigen, daß diese Bodentypen in zwei wichtigen Nutzungsbereichen z. T. so sehr verändert sind, daß sie als Bezugsgrößen nicht mehr brauchbar sind. Verfasser ist daher für die Bearbeitung des Boden-Kapitels im Sondergutachten 'Umweltprobleme der Landwirtschaft' des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (1985) nicht primär von Bodentypen, sondern von den vier Haupt-Nutzungsbereichen der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ausgegangen, nämlich überbaute städtisch-industrielle Gebiete, Ackerland, Grünland und Wald (Abb. 2). Die Böden werden hier ganz unterschiedlich beeinflußt.

In städtisch-industriellen Gebieten (einschließlich Verkehrsanlagen) findet durch Überbauung und Versiegelung eine völlige Bodenzerstörung und die Unterbindung jeder Bodenbildung statt; es entfällt auch die Grundwasserbildung. Davon abgesehen sind die städtisch-industriellen Gebiete und Verkehrsanlagen die Hauptquellen der Luftschadstoffe, die sich in der Atmosphäre - wie in Abb. 2 schematisch dargestellt - ausbreiten und als allgemeine luftgetragene Umweltbelastung auf alle anderen Ökosysteme und Böden sich niederschlagen oder deponiert werden. In den drei anderen Nutzungsbereichen bleibt der Boden als solcher zwar erhalten, wird aber durch die Nutzung in unterschiedlicher Weise beeinflußt und verändert.

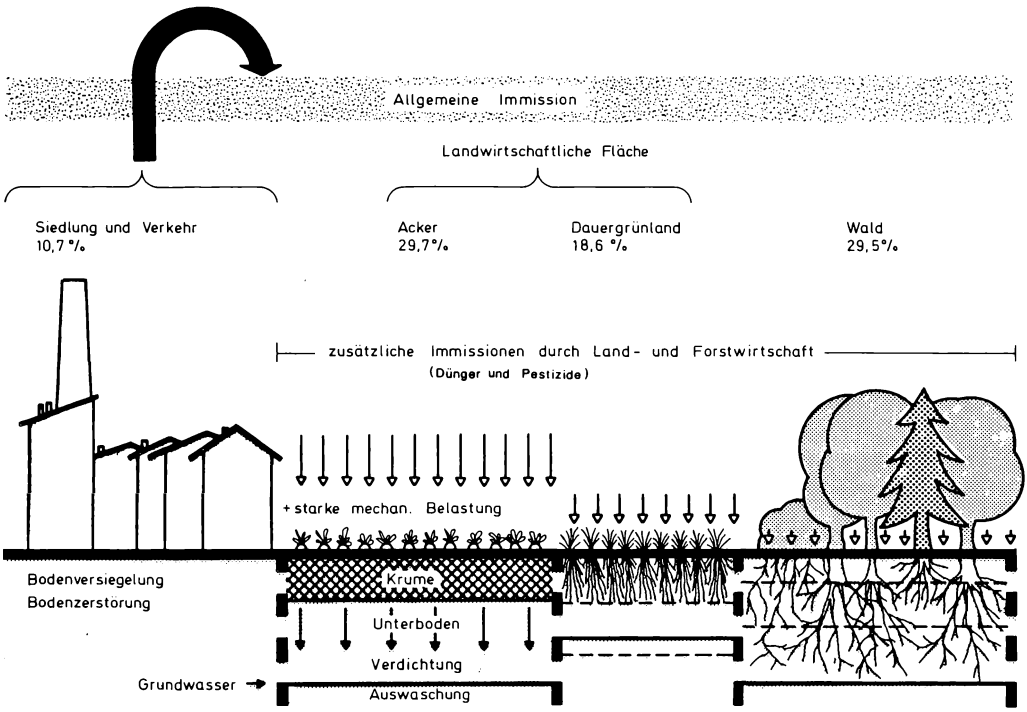


Abb. 2: Grobschematische Darstellung von ökologischen Auswirkungen der 4 Hauptnutzungstypen der Bundesrepublik Deutschland (Flächenanteile in Klammern) mit besonderer Berücksichtigung der Veränderungen des Bodens: von links nach rechts abnehmende Veränderungen und größere Naturnähe.
Zeichnung L. Spandau (RAT 1985).

Die stärksten Auswirkungen der Nutzung zeigen sich auf bzw. in den Ackerböden, die etwa 30 % der Fläche der Bundesrepublik Deutschland einnehmen. Nur hier kommt es in größerem Umfange zu Bodenerosion durch Wasser und Wind, die bekanntlich in den letzten 10 - 15 Jahren infolge der Zunahme des Anbaues spät austreibender 'Reihenfrüchte' (Mais, Zuckerrübe) besorgniserregend anwächst. Auch sie stellt eine praktisch irreversible Bodenzerstörung dar. Die bindigen Ackerböden leiden außerdem unter starker mechanischer Belastung durch die schweren landwirtschaftlichen Fahrzeuge, während die regelmäßige Bodenbearbeitung zu einer Beeinträchtigung der Bodenfauna führt. Die Bodenbearbeitung ist auch die Ursache der von der natürlichen Horizontierung des Bodens abweichenden Gliederung des Ackerbodens in Ackerkrume und Unterboden. Der Unterboden ist durch die Verdichtung, die hier schwer wieder rückgängig zu machen ist, besonders gefährdet. Ackerböden sind außerdem mit Eingriffen in den Bodenwasserhaushalt verbunden, wie sich an Staunässebildung und verminderter Einsickerung in das Grundwasser zeigt. Viele Äcker sind auch durch Grundwasserabsenkung und Dränierungen aus ursprünglich feuchteren Grünland- und Moorböden gewonnen worden. Schließlich empfangen Ackerböden und Gartenböden im Vergleich zu allen anderen Böden den höchsten Eintrag von Düngern und Pestiziden. Deswegen ist hier auch die Gefahr der Grundwasserbelastung am höchsten.

Bei Grünlandböden (ca. 20 % der Fläche der Bundesrepublik) ist die Bodenbearbeitung erheblich seltener oder entfällt ganz, so daß sie als störender Eingriff kaum eine Rolle spielt. Dafür kommt es auf intensiv bestoßenen Viehweiden zu Trittschäden, die auch örtliche Bodenerosionen hervorrufen können. Der Eintrag von Pestiziden in den Boden ist geringer als im Acker, die Düngung, vor allem mit Gülle, vergleichsweise aber relativ hoch. Das Bodenprofil ist gegenüber dem Ausgangszustand relativ wenig verändert. Insgesamt hat Dauergrünland auch hinsichtlich des Bodens einen viel naturnäheren Charakter als Ackerland.

Waldböden werden durch direkten menschlichen Einfluß am wenigsten betroffen, von lokalen Auswirkungen des Holztransportes und des Forstwegebaues abgesehen. Dagegen leiden Wälder weit stärker als Äcker und Grünland unter indirekten menschlichen Einwirkungen, nämlich den Immissionen und Depositionen von Luftschadstoffen. Wälder haben für diese eine ca. 5-fach höhere Filterwirkung als Acker- und Grünlandbestände, und diese Filterwirkung erfolgt vor allem bei Nadelbäumen ohne Unterbrechung über lange Zeiträume hinweg. Wälder 'konzentrieren' also die Luftschadstoffe geradezu, und diese werden durch Ab- und Auswaschung von den Blättern schließlich in den Boden transportiert. Viele Waldböden haben eine geringere natürliche Pufferkraft als Acker- und Grünlandböden, wo durch Düngung, Kalkung und Humuspflege die Pufferkraft viel bewußter gepflegt wird. Insofern leiden viele Waldböden erheblich stärker unter dem Eintrag von Luftschadstoffen.

Das Beispiel der Böden zeigt, daß Belastungen und Schäden in erster Linie von Nutzungen ausgehen, und daher muß die angewandt-ökologische Forschung auch von Nutzung und Nutzungsbereichen ausgehen, um politisch umsetzbare Ergebnisse zu erzielen. Erst in zweiter Linie werden die Eigenschaften der Böden berücksichtigt, z. B. Bodentypen, Bodenarten, Bodenbiologie, nach denen innerhalb eines Nutzungsbereiches differenziert werden kann.

6. Die differenzierte Bodennutzung

Die bisher vorliegenden Erkenntnisse und die politischen Handlungsmöglichkeiten zeigen, daß die von Nutzungen ausgehenden Belastungen nicht vollständig zurückgeschraubt oder gar vermieden werden können; eine Restbelastung wird bleiben, auch wenn Emissionen reduziert, Automobile mit Katalysatoren versehen, der Einsatz von Düngern und Pestiziden im Ackerbau vermindert werden u. a. m. Um diese Restbelastung erträglicher zu machen, ist es erforderlich, die Nutzungen möglichst kleinräumig in der Landschaft zu verteilen. Es ist der Entwicklung entgegenzuwirken, die gerade in den letzten 30 Jahren erfolgt ist, nämlich Nutzungen in großen Zusammenballungen oder großflächig zu konzentrieren: sei es in Form von Großstädten oder von riesigen Industriekomplexen, sei es in Form großräumig-intensiv bewirtschafteter Acker- und Grünlandgebiete. Beim Wald ist diese Forderung nicht so wesentlich, weil auch künstlich begründeter Wald immer noch eine sehr hohe ökologische Ausgleichswirkung hat, die natürlichen Verhältnissen nahe kommt. Auch für alle übrigen intensiven Nutzungen ist eine kleinräumige Verteilung und Durchmischung ökologisch sehr zweckmäßig, weil damit

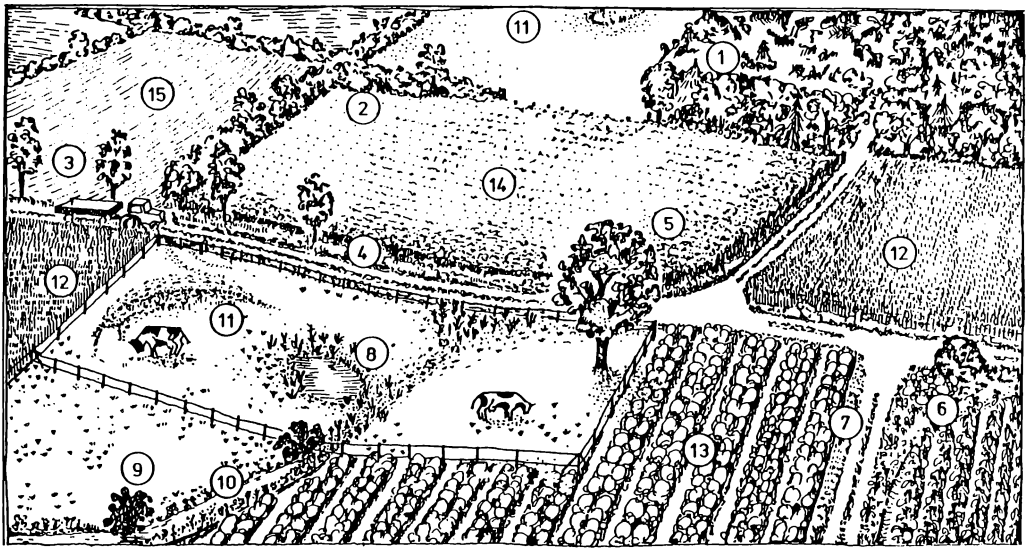


Abb. 3: Beispiel einer reich gegliederten Agrarlandschaft mit hohem Anteil naturnaher Landschaftsbestandteile

die unvermeidbaren Eingriffe und ihre Nachwirkungen und vor allem die Nachteile des Ausnutzens und Ausbeutens sowohl räumlich als auch zeitlich gestaffelt werden. Damit wird vermieden, daß die empfindlichen Ressourcen, wie Luft, Boden und Grundwasser nicht auf großer Fläche zum gleichen Zeitpunkt starken Nutzungseingriffen ausgesetzt werden, die sie nicht vertragen können.

Dieses Modell der "differenzierten Bodennutzung", das der Verfasser nach Anregungen von E.P. ODUM (1969) schon vor Jahren ausgearbeitet hat (HABER 1971, 1972, 1979; vgl. auch SCHEMEL 1976) und dem man sich vor allem bei Nutzungs- und Besitzveränderungen, z. B. bei Bau neuer Städte bzw. Stadtteile oder Industrieanlagen oder bei Flurbereinigungen annähern sollte, ist eine der wichtigsten landschaftsökologischen Erkenntnisse, die in politisches Handeln umgesetzt werden könnte.

Wie sich differenzierte Bodennutzung in der Praxis der agrarischen Nutzung darstellt, zeigt eine Zeichnung (Abb. 3) von KNAUER (1983). Nach streng rationellen, auf höchste Ausnutzung und maximale Produktion gerichteten Vorstellungen müßte der dargestellte Landschaftsausschnitt eine einzige große Nutzfläche, vielleicht bei dem Maßstab sogar ein Ausschnitt aus einer noch viel größeren Nutzfläche sein. Die Differenzierung der Nutzung, d. h. die räumliche und auch zeitliche Staffelung in Form z. B. der Fruchtfolgen, verbunden mit einigen permanent oder längerfristig existierenden naturbetonten Elementen, wie Hecken oder kleinen Waldstücken oder Kleingewässern ergibt eine vielfältige Struktur. Sie ist in der Lage, elastisch die weiterhin erfolgenden menschlichen Nutzungseingriffe wenn nicht aufzufangen, so doch so in Zeit und Raum zu verteilen, daß die Belastungsfähigkeit der Landschaft insgesamt nicht überschritten wird. Dies ist vereinbar mit einer weiteren und vielleicht sogar noch gesteigerten intensiven Nutzung der Felder und Wiesen. Wenn auf einer relativ kleinen Fläche, wie z. B. der Fläche Nr. 14 in Abb. 3 sichergestellt ist, daß Nebenwirkungen wie etwa Belastung des Grundwassers durch Dünger- und Pestizideintrag oder Schädigungen benachbarter wildlebender Pflanzen und Tiere auf ein Minimum reduziert oder gar ausgeschlossen sind - die Möglichkeiten dafür sind mindestens in der Theorie heute vorhanden - dann sind Nutzung und Schutz auf kleinem Raum untereinander verträglich. Aber diese Einschränkungen, die ja genau der Regelung entsprechen, die in der Anordnung der Ökosysteme in der Natur enthalten ist, müssen akzeptiert werden.

7. Ausblick

Gerade von dem großen internationalen Forschungsprogramm 'Der Mensch und die Biosphäre', in dem erstmalig und ganz bewußt sozio-ökonomische Probleme zusammen mit ökologischen Fragestellungen auf Ökosystem- und Landschaftsbasis untersucht werden, sind Erkenntnisse zu erwarten, die dem Konzept einer differenzierten Nutzung entsprechen. Eine am Lehrstuhl für Landschaftsökologie der TU München in Weihenstephan tätige Arbeitsgruppe hat dazu neue Modellansätze und Systemkonzepte entwickelt, die an anderer Stelle erläutert werden (SCHALLER 1984, 1985).

Literatur

BRINKMANN K., 1985: Kybernetik und Botanik. Ber. Dt. Bot. Ges. 98: 3 - 12.

FRANZ H.P., 1985: Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm "Der Mensch und die Biosphäre" (MAB). Stand, Entwicklung, Ergebnisse und Ausblick. 2. Auflage. Bonn. MAB-Mitt. 18: 3 - 197.

GATES D.M., 1968: Toward understanding ecosystems. Adv. Ecol. Res. 5: 1- 35.

HABER W., 1971: Landschaftspflege durch differenzierte Bodennutzung. Bayer. landw. Jahrb. 48 (Sonderheft 1): 19 - 35.

HABER W., 1972: Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. Inn. Kolonisation 21: 294 - 298.

HABER W., 1979: Raumordnungskonzepte aus der Sicht der Ökosystemforschung. Forschungs- u. Sitzungsberichte Akad. Raumforschung u. Landesplanung (Hannover) 131: 12 - 24.

HABER W., 1984: Erwartungen und Ansprüche an die ökologische Forschung. Bonn. MAB-Mitt. 19: 54 - 72.

HABER W., 1986: Über die menschliche Nutzung von Ökosystemen - unter besonderer Berücksichtigung von Agrarökosystemen. Verh. Ges. Ökol. 14: 13 - 24.

KNAUER N., 1983: Produktion und Natur. Fehlentwicklungen in der modernen Landwirtschaft. Schriftenr. Ver. Agrarwirtschaft 40: 1- 34.

ODUM E.P., 1969: The strategy of ecosystem development. Science 164: 262 - 270.

PETAK W., 1980: Environmental planning and management: the need for an integrative perspective. Environm. Management 4: 287 - 295.

RAT von Sachverständigen für Umweltfragen 1985: Umweltprobleme der Landwirtschaft. Stuttgart/Mainz (Kohlhammer): 423 S.

SCHALLER J., 1984: Das Modellkonzept zum MAB-Projekt 6 Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 19: 95 - 112.

SCHALLER J., 1985: MAB-Projekt 6: Der Einfluß des Menschen auf Hochgebirgs-Ökosysteme - Integrierte Methoden und Auswertungsansätze zu den Ergebnissen der Ökosystemforschung Berchtesgaden. Bonn. MAB-Mitt. 21: 42 - 74.

SCHEMEL H.J., 1976: Zur Theorie der differenzierten Bodennutzung: Probleme und Möglichkeiten einer ökologisch fundierten Raumordnung. Landschaft Stadt 8: 159 - 167.

WESTHOFF V., 1969: Die Reste der Naturlandschaft und ihre Pflege. In: (Ed. BUCHWALD K., ENGELHARDT W.): Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz. München (BLV) 3: 251 - 265.

Adresse:

Prof. Dr. W. Haber
Lehrstuhl für Landschaftsökologie
der TU München in Weihenstephan

D-8050 Freising 12

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Wälder an Steilhängen in den Alpen als Relikte nacheiszeitlicher Warmzeiten

Johann Karl

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

Karl J., 1985: Steilhangwälder in den Alpen - Wälder ohne Zukunft. Jahrb. Ver. Schutz Bergwelt 50: 65 - 77.

Adresse:

Dr. J. Karl
Jugendstr. 7

D-8000 München 80

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Ökologische Planung - Fallstudie 'Bündner Rheintal'

Ulrich Kias, Matthias Gfeller, Heinz Trachsler und Willy A. Schmid

S y n o p s i s

Within a long term research project on methodological approaches in ecological planning, a case study is carried out in the Rhine Valley (Canton of Graubünden/Switzerland). This alpine valley is characterized by severe ecological problems as high housing density, intensive agriculture, airpollution (industry, refuse incineration), traffic noise etc. In this case study research is carried out on two levels: On the level of conceptual regional planning an information management system for characterizing the environmental situation is developped. With such a system it should be possible to show actual and future environmental impacts. On the level of concrete projects such as roads, industrial and power plants the methodology of environmental impact assessment shall be further developped.

Ecological planning, environmental impact assessment, environmental information system, regional planning.

1. Die Planungsregion 'Bündner Rheintal'

Die Planungsregion 'Bündner Rheintal' umfaßt 17 Gemeinden zwischen dem Zusammenfluß von Vorder- und Hinterrhein und der Landesgrenze nach Liechtenstein. Die größte Gemeinde stellt die Bündner Kantonshauptstadt Chur mit rund 32 000 Einwohnern dar. Insgesamt leben in dieser wirtschaftlich stärksten und bevölkerungsreichsten Region des Kantons Graubünden rund 60 000 Menschen.

Während die beiderseits steil ansteigenden Hänge fast ausschließlich forst- und alpwirtschaftlich genutzt werden, konzentrieren sich die übrigen Nutzungsaktivitäten auf den nur etwa 2 - 3 km breiten Talraum. Dieser ist geprägt durch eine stark wechselnde Nutzungsstruktur mit entsprechenden Gradienten der Nutzungsintensität und Belastung. Einerseits gibt es Bereiche intensiver Siedlungstätigkeit und landwirtschaftlicher Nutzung. Andererseits spielen größere Flächen eine bedeutende Rolle für den Natur- und Landschaftsschutz. Teile der Rheinauen sind als Objekte von nationaler Bedeutung inventarisiert. Auch stellt der rechte, durch ausgedehnte postglaziale Schuttkegel gegliederte Talabschnitt von Trimmis bis zu Landquart mit seiner Heckenlandschaft einen großflächigen landschaftsschützerisch wertvollen Teil der Region dar.

Gesamthaft bietet die Region ein Bild, das für viele der großen alpinen Täler typisch ist:
- hohe Siedlungsdichte
- diverse industrielle und gewerbliche Anlagen
- dichtes Netz von Verkehrsinfrastrukturen
- intensive Landwirtschaft
- starkem Nutzungsdruck ausgesetzte naturnahe Restbereiche.

2. Begriff und rechtliche Anknüpfungspunkte ökologischer Planung

2.1 Was ist ökologische Planung?

Nach bereits über 10jähriger disziplinübergreifender Diskussion um Begriffsverständnis und Inhalt ökologischer Planung als einem Instrument zur Sicherung und Entwicklung der Leistungen der Ökosysteme für die Gesellschaft mit einem Minimum an Nutzungskonflikten und gegenseitigen Beeinträchtigungen lassen sich trotz nach wie vor bestehender Meinungsunterschiede im Detail heute zwei Richtungen der Begriffsverwendung unterscheiden (vgl. hierzu u. a. BIERHALS et al. 1974; LANGER 1974; HABER 1979; KIEMSTEDT 1980; PIETSCH 1981; TRACHSLER, KIAS 1982; KIAS, TRACHSLER 1985):

- 'Ökologische Planung' als Fachbeitrag angewandt ökologisch arbeitender Disziplinen zur Planung.

In diesem Zusammenhang sind insbesondere ökologische Arbeiten hinsichtlich Natur- und Landschaftsschutz zu nennen.

- 'Ökologische Planung' als Konzept zur integrierenden Betrachtung des Planungsgegenstandes unter schwerpunktmäßigem Einbezug ökologischer Determinanten.
  Es kann unterschieden werden zwischen einer ökologischen Planung im reagierenden Sinne (sie untersucht die Auswirkungen von Nutzungsansprüchen auf den Naturhaushalt und allenfalls damit verbundene Auswirkungen auf weitere Nutzungsarten) und einer ökologischen Planung im vorausschauenden, konzeptionellen Sinne (sie befaßt sich mit der Flächenzuweisung zukünftiger Nutzungen unter frühzeitiger Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte).

2.2 Auf welche gesetzlichen Grundlagen kann sich eine ökologische Planung stützen?

In der schweizerischen Gesetzgebung finden sich verschiedene Ansätze, die eine Berücksichtigung von ökologischen Belangen bei der Beurteilung von raumwirksamen Tätigkeiten verlangen, z. B.:

- Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz
- Bundesgesetz über den Umweltschutz
- Bundesgesetz über die Raumplanung

sowie auf kantonaler Ebene:

- Raumplanungsgesetz des Kantons Graubünden
- Verordnung über den Natur- und Heimatschutz.

Bezüglich der konkreten Umsetzung dieser Forderungen herrscht heute in der planerischen Praxis allerdings ein Defizit; geeignete Grundlagendaten und Verfahren fehlen vielfach oder liegen nicht in maßnahmen- und handlungsorientierter Form vor.

3. Ziel und Randbedingungen der Fallstudie

Ziel der Fallstudie ist die exemplarische Aufbereitung ökologisch relevanter Erkenntnisse für die regionalplanerische Problembehandlung. Die Bearbeitung erfolgt auf zwei Ebenen:

- Ebene der regionalen Richtplanung: Erarbeitung eines Dokumentations- und Informationsinstrumentes zur Analyse und Bewertung der Umweltsituation. Ein solches Instrument dient einerseits dazu, bestehende Konflikte aufzudecken und Ansätze zu deren Lösung zu erarbeiten, andererseits im Sinne einer vorausschauenden ökologischen Planung der Standortsvorsorgeplanung für zukünftige Nutzungen.
- Ebene der objektbezogenen Planung: Ermittlung und Bewertung der Umweltauswirkungen von größeren Einzelprojekten, wobei das methodische Instrumentarium der Umweltverträglichkeitsprüfung zum Einsatz kommt.

Die Zielvorgabe in dieser umfassenden Form setzt zwangsläufig eine weitgehende Vereinfachung und Beschränkung in der Betrachtung komplexer Ökosystemzusammenhänge voraus. Eine Abbildung und Simulation im Sinne umfassender Ökosystemforschung ist bei einer derartigen Zielvorgabe aus Zeit- und Kapazitätsgründen ausgeschlossen. Ein solches Vorgehen legitimiert sich jedoch, wenn man unterstellt, daß

- das 'vorsorgende Hinwirken' auf eine ökologisch bedachte Nutzung und Gestaltung der Umwelt eine wichtige Aufgabe der Raumplanung ist;
- als Urteils- und Entscheidungsgrundlagen der Raumplanung sehr oft abgesicherte ordinale und nominale Größen ausreichen, so daß auf die Gewinnung nur höchst aufwendig zu ermittelnder oder gar unzugänglicher Absolutwerte verzichtet werden kann;
- 'ökologische Relativwerte' durch systematische Arbeit mit Indikatorgrößen, insbesondere auch Bioindikatoren, gewonnen werden können;
- sich ein großer Teil von Belastungsgradienten und Umweltproblemen in verdichteten Räumen hinreichend genau durch Indikatoren fassen läßt;

- Nutzungskonflikte im Raum über die synoptische Betrachtung der jeweiligen Größen Eignung / Schutzwürdigkeit / Empfindlichkeit und Belastungsfaktoren / Standortsveränderung beurteilt werden können;
- diese Größen ebenfalls durch Indikatoren hinreichend genau eingeschätzt werden können und ein konsistentes Bündel an 'richtig' angebotenen ökologisch-raumbezogenen Informationen - selbst unter zumindest teilweisem Verzicht auf genaue Meßwerte und vollständige Erklärungsmodelle - wirkungsvoller ist als die zwar unzweifelhaft fundiertere, aber isolierte und meist punktuelle Aussage in einem Spezialbereich.

Basierend auf diesen Randbedingungen steht die gezielte, sich soweit als möglich auf 'Schnellmethoden' stützende Bestandes-, Belastungs- und Konfliktanalyse mit der darauf aufbauenden Beurteilung und Umsetzung zu Planungsgrundlagen und Handlungsempfehlungen im Vordergrund.

4. Grundstruktur des Verfahrensansatzes

Der Ablauf der Untersuchungen orientiert sich an folgendem Grundmuster (Abb. 1 und 2):

- Erfassung vorhandener und geplanter Nutzungsansprüche im Hinblick auf deren Relevanz als Verursacher oder Betroffene von Belastungen;
- Erfassung der räumlichen Auswirkungsbereiche der von verschiedenen Nutzungen ausgehenden Belastungswirkungen;
- Nutzungsorientierte Analyse der natürlichen Ressourcen hinsichtlich Eignung, Schutzwürdigkeit und Empfindlichkeit gegenüber Belastungswirkungen;
- Ableitung und Beurteilung bestehender und zukünftiger Konflikte und Restriktionen aus ökologischer Sicht sowie verbleibender Handlungsspielräume.

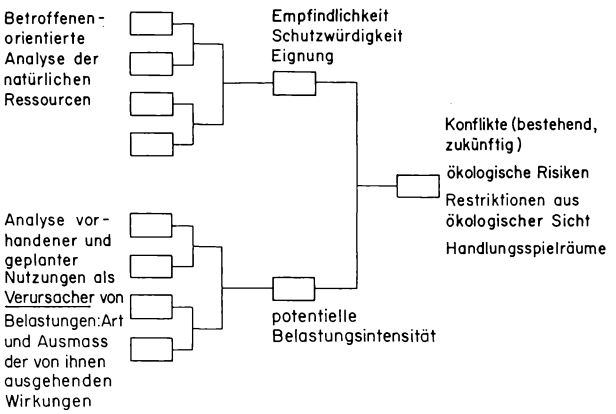


Abb. 1: Grundmuster des Verfahrensansatzes der Fallstudie 'ökologische Planung Bündner Rheintal'

5. Methodische Fragen der Messung und Aggregation von Indikatoren

Viele der im Rahmen der Fallstudie zu erhebenden und zu verarbeitenden Daten liegen nicht in einer Form vor, die eine Erfassung auf kardinalem Skalenniveau zuläßt. Die Messung ist lediglich ordinal oder nominal möglich. Die Transformation in eine kardinal skalierte Wertskala ist nur zulässig, wenn die Meßwerte auch in der Sachdimension kardinal skaliert gemessen werden (Abb. 3). Damit kommen Bewertungsansätze, die an der klassischen Nutzwertanalyse angelehnt sind, nicht in Betracht (vgl. dazu auch die ausführlichere Darstellung bei GFELLER et al. 1984).

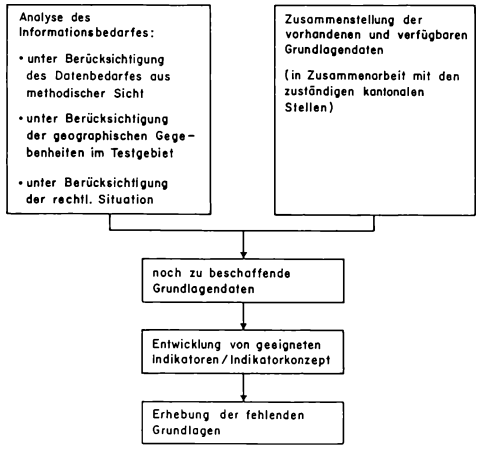


Abb. 2: Vorgehensschema bei der Grundlagenbeschaffung

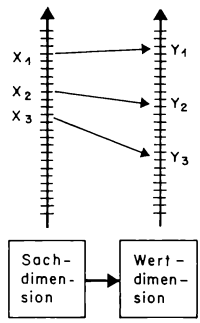


Abb. 3: Prinzip der Transformation kardinal skalierter Meßwerte in eine kardinale Wertskala

Die Alternative, nur mit wenigen Grenzwerten zu arbeiten, bringt andererseits Probleme mit sich, indem eine solche Vorgehensweise zu wenig sensitiv wäre und zu groben Verzerrungen der Problemlage führen könnte; Abb. 4 macht dies deutlich. Der relativ geringe Unterschied zwischen A1 und A2 schlägt sich als markante Veränderung nieder, während der größere Unterschied zwischen B1 und B2 nicht zu Buche schlägt, da kein Grenzwert überschritten ist.

Als Kompromißlösung zwischen der Forderung nach möglichst differenzierter Betrachtungsweise einerseits und dem Zwang zur inhaltlichen Begründung andererseits wird in der Fallstudie 'Bündner Rheintal' das Konzept verfolgt, die Differenzierung jeweils problemangepaßt nur soweit zu treiben, wie sie im Einzelfall begründbar ist. Damit soll gewährleistet werden, daß die differenzierten Stufen mit interpretierbaren verbalen Prädikaten unterlegt werden und die Ergebnisse, die Eingang in den politischen Entscheidungsprozeß finden sollen, einer verbal-argumentativen Interpretation standhalten können.

Eine solche Abstufung könnte vierstufig folgendermaßen aussehen:

sehr hohe
hohe
deutlich feststellbare
keine besondere(n)

Eignung / Belastung / Konflikte

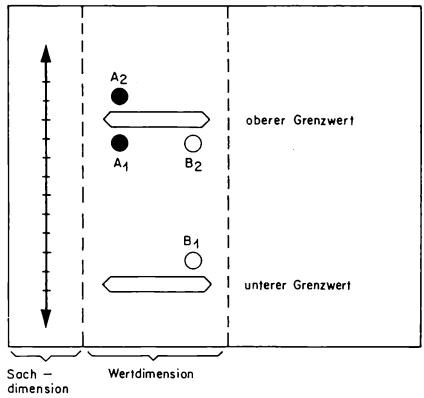


Abb. 4: Prinzip der Inwertsetzung mit Hilfe von Grenzwerten

Die schrittweise Aggregation der erarbeiteten Einzelaussagen zu übergeordneten Aussagen erfolgt über die Verwendung von logischen 'und/oder'-Verknüpfungen, die jeweils inhaltlich begründet werden müssen. Ein Muster gibt Abb. 5 mit einem Beispiel aus einem Entscheidungsbaum zur Bewertung der Lärmbelastung von Bauzonen. Die Bewertung erfolgt gemäß den Richtwerten der Verordnung über den Lärmschutz bei ortsfesten Anlagen.

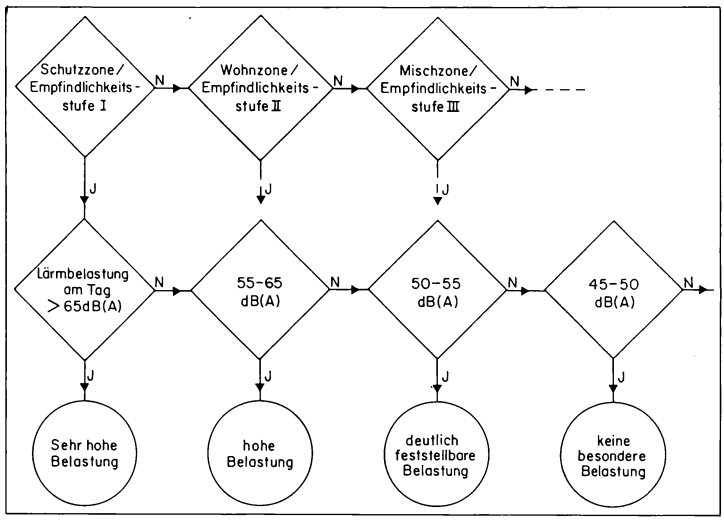


Abb. 5: Ausschnitt aus einem Entscheidungsbaum zur Bewertung der Lärmbelastung von Bauzonen

Übersicht Lärmmodell

Eingabedaten Lärmmodell

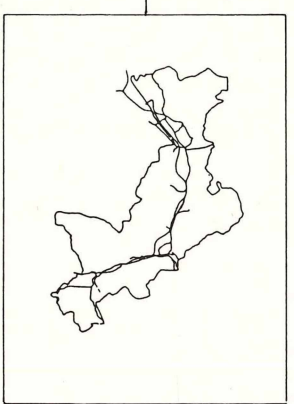
Charakterisierung Strassennetz
- Verlauf
- Durchschnittliches tägliches Verkehrsaufkommen
- Durchschnittliche Geschwindigkeit
- Anteil Lastwagen
- Steigungen
- Strassenbelag

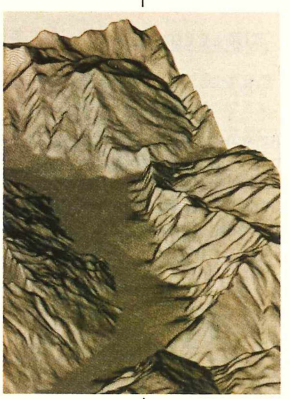
Relief

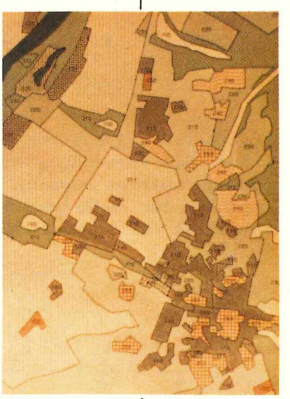
Digitales Geländemodell (50-Meter Raster)

Bodennutzungskarte

Digitalisierung der aktuellen Bodennutzung (im Rahmen des geographischen Informationssystems Bündner Rheintal)







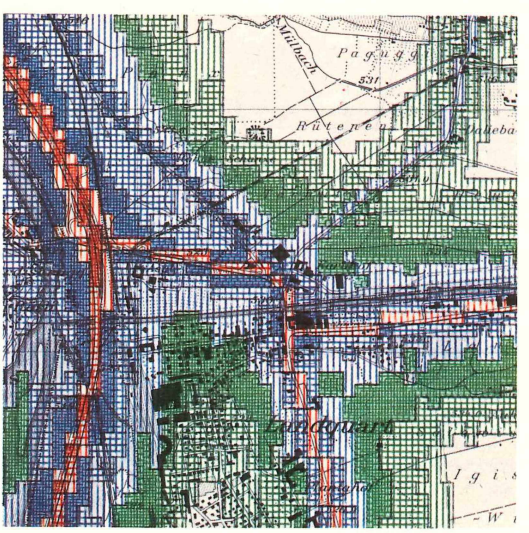
Lärmausbreitungsmodell

Berechnung eines Lärmwertes für jede Rasterzelle, unter Berücksichtigung der Dämpfung durch:

- Distanz von der Schallquelle
- Luftabsorption
- Bodennutzung
- Topographie

Lärmkarte 1:25'000

(Darstellung mittels EDV-Plotter)



Überlagerung der Lärmkarte

mit
- Bauzonenkarte
- Karte der Erholungseignung
- Karte der Natur- und Landschaftsschutzgebiete

Abb. 6: Überblick über das regionale Lärmmodell 'Bündner Rheintal'

6. Ergebnisse (beispielhaft)

Die Ergebnisse der Fallstudie können generell in vier Gruppen gegliedert werden:

I. Ergebnisse aus methodischer Sicht
II. Verbesserte Grundlagendaten
III. Daten über die aktuelle Umweltsituation resp. Umweltauswirkungen geplanter Vorhaben
IV. EDV-Instrumentarium zur Erfassung, Speicherung, Verarbeitung und Präsentation raumbezogener Daten

Beispielhaft seien folgende Ergebnisse genannt:

- Ergebnisse aus methodischer Sicht;
  Beispiel: Modellansatz zur Ermittlung und Beurteilung der Verlärmungssituation im regionalen Maßstab. Ein EDV-Programm ermittelt auf der Basis eines 50 x 50 m Rasters die jeweilige Lärmbelastung. An Lärmquellen werden vorläufig das Autobahn- und das Ortsverbindungsnetz berücksichtigt. Eine Erweiterung um die Komponente Schienenverkehr ist vorgesehen. Einen Überblick über das Modell gibt Abb. 6.

- Aufbereitung von existierenden Grundlagendaten;
  Beispiel: problemorientierte Überarbeitung und Detaillierung von nur kleinmaßstäbig vorliegenden Informationen wie
  - landwirtschaftliche Bodeneignung: aus der Sicht der Landwirtschaft ist die Bodeneignung der wichtigste Indikator zur Beurteilung von Nutzungskonflikten. Wegen fehlender großmaßstäblicher Bodenkartierung wurde die Darstellung der Bodeneignung (1 : 50 000) aus verschiedenen Quellen abgeleitet und durch überprüfende Feldaufnahmen und Luftbildinterpretation ergänzt. Das Ergebnis zeigt Abb. 7.
  - Wuchsklima auf Grund pflanzenphänologischer Beobachtungen (Abb. 8).

- Erarbeitung von Grundlagendaten sowie Aussagen über die Umweltsituation mit Methoden der Bioindikation;
  Beispiel: Charakterisierung der Belastung mit Schadstoffen durch
  - Flechtenkartierung zur Charakterisierung der lufthygienischen Situation: in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Bioindikation des Geobotanischen Instituts der Universität Bern wurde eine für das Schweizer Mittelland entwickelte IAP-Methode auf die speziellen Verhältnisse eines großen inneralpinen Tales angepaßt und flächendeckend eingesetzt.
  - Analyse von Moosen hinsichtlich der Belastung mit Schwermetallen: diese am Anorganisch-chemischen Institut der Universität Zürich durchgeführten Arbeiten sollen ergänzend Informationen über die Schwermetallbelastung der Region liefern. Es werden verteilt über das Bündner Rheintal rund 150 Moosproben analysiert.

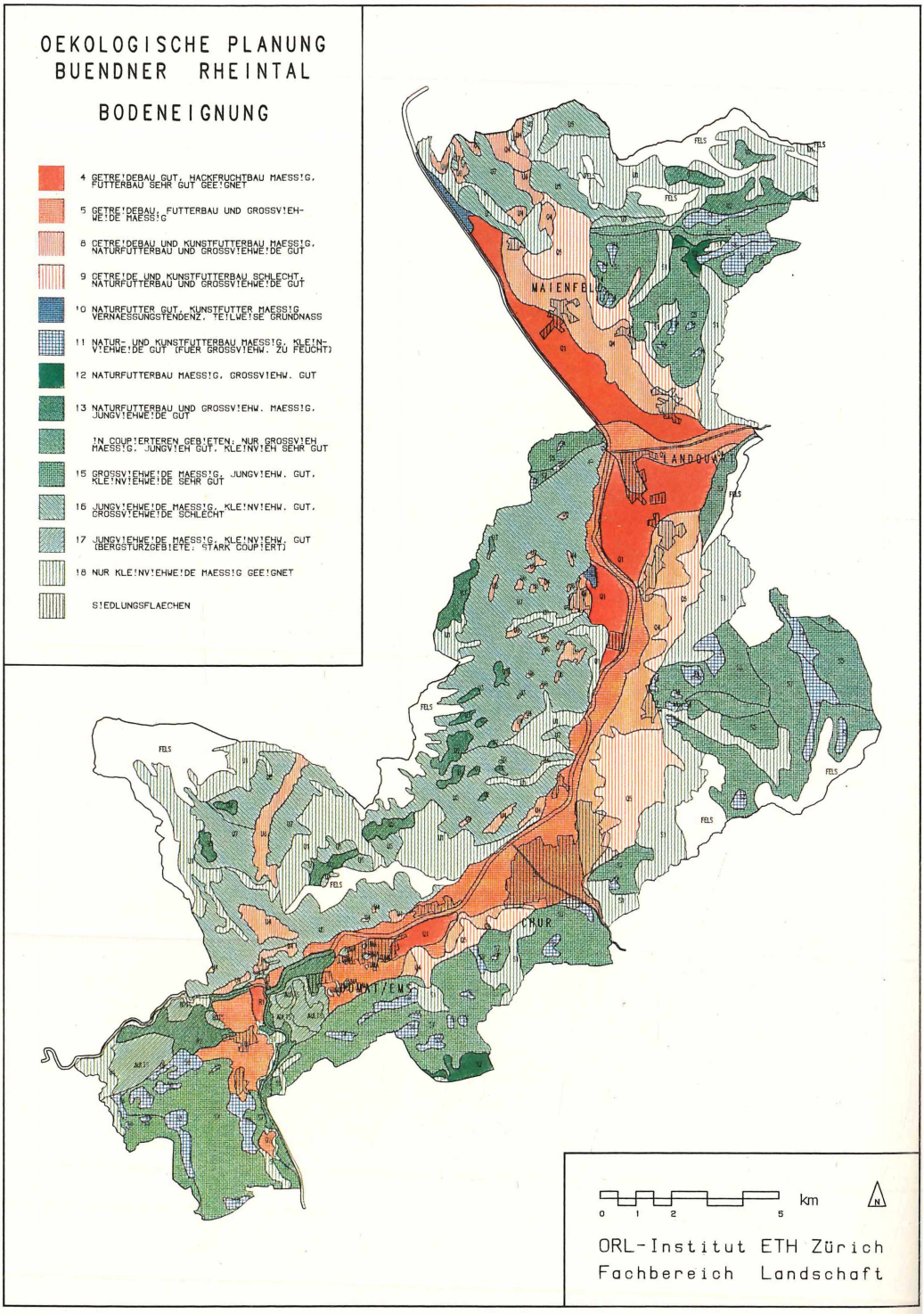


Abb. 7: Karte der landwirtschaftlichen Bodeneignung für die Planungsregion 'Bündner Rheintal' (Original im Maßstab 1 : 50 000)

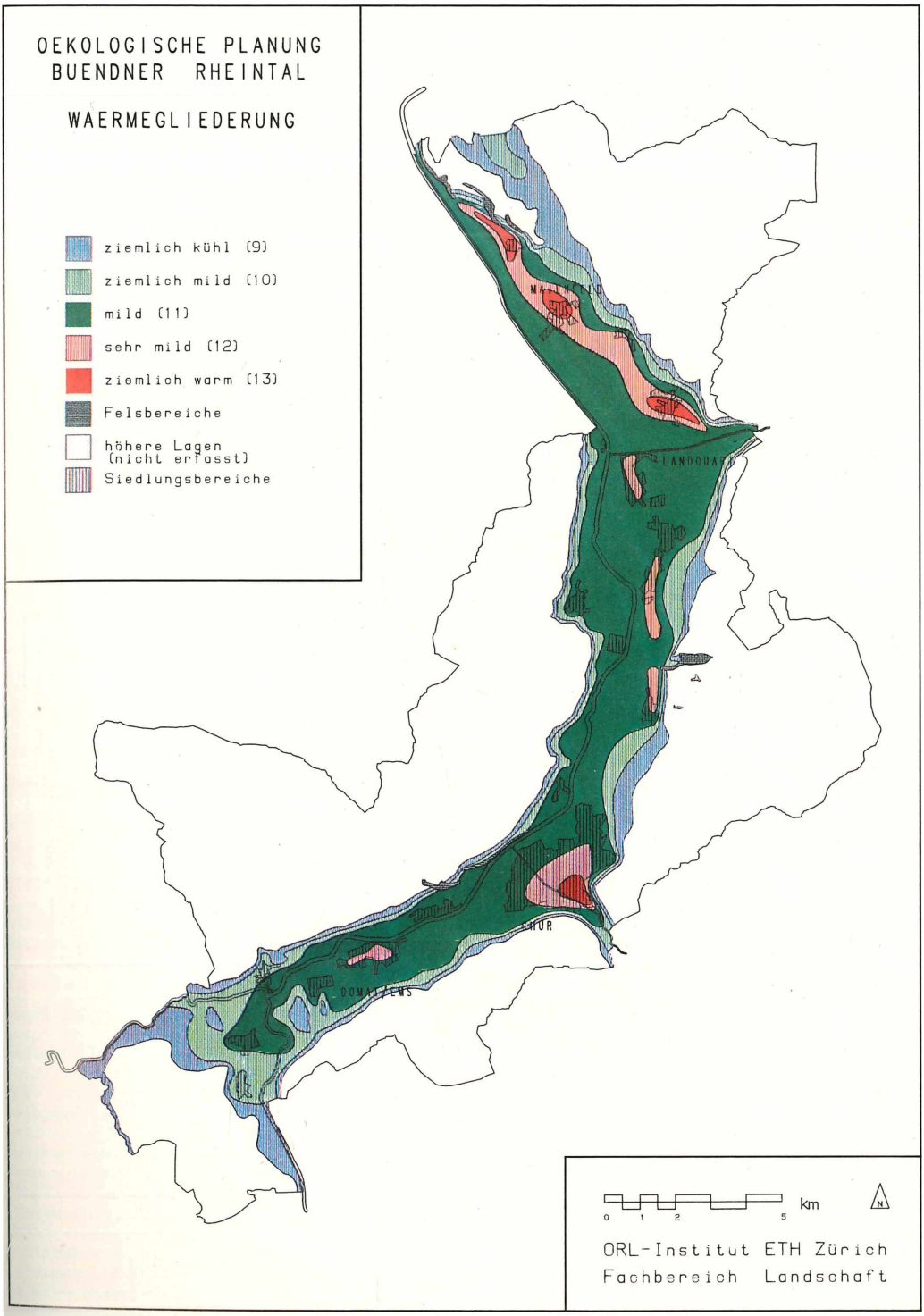


Abb. 8: Karte der relativen Wärmegliederung auf Grund pflanzenphänologischer Beobachtungen (Original im Maßstab 1 : 50 000)

Literatur

BIERHALS E., KIEMSTEDT H., SCHARPF H., 1974: Aufgaben und Instrumentarium ökologischer Landschaftsplanung. Raumforschung Raumordnung 32: 76 - 88.

GFELLER M., KIAS U., TRACHSLER H. unter Mitarbeit von Schilter R., 1984: Berücksichtigung ökologischer Forderungen in der Raumplanung - Methodische Ansätze und Fallbeispiele. Ber. Orts-, Regional- Landespl. Zürich 46: 233 S.

HABER W., 1979: Theoretische Auswirkungen zur ökologischen Planung. Verh. Ges. Ökol. 7: 19 - 30.

KIAS U., TRACHSLER H., 1985: Methodische Ansätze der ökologischen Planung. In: (Ed. SCHMID W.A., JACSMAN J.): Ökologische Planung - Umweltökonomie. Schriftenr. Inst. Orts-, Regional- Landespl. Zürich 34: 53 - 77.

KIEMSTEDT H., 1980: Ziele, Verfahrensweisen und Durchsetzungsprobleme für eine ökologische Orientierung der Raumplanung. DISP Zürich 59/60 (Sondernummer: Ökologie in der Raumplanung): 23 - 27.

LANGER H., 1974: Standort und Bedingungen einer ökologischen Planung. Landschaft Stadt 6: 2 - 8.

PIETSCH J., 1981: Ökologische Planung - ein Beitrag zu ihrer theoretischen und methodischen Entwicklung. Diss. Univ. Kaiserslautern: 296 S.

TRACHSLER H., KIAS U., 1982: Ökologische Planung - Versuch einer Standortbestimmung. DISP Zürich 68: 32 - 38.

Adresse:

Dipl.-Geogr., Ing. (grad. Landespflege) Ulrich Kias
Dipl.-Kulturing. Matthias Gfeller
Dr. Heinz Trachsler
Prof. Dr. Willy A. Schmid
Institut für Orts-, Regional- und Landesplanung
ETH-Hönggerberg

CH-8093 Zürich

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Ökologisch und historisch bedingte Verbreitungsbilder innerhalb der alpinen Tierwelt

Wilhelm Kühnelt

S y n o p s i s

The vertical elevation of the Alps interrupts the north to south temperature gradient and the east to west humidity gradient, which both act on the ecology of Europe. Thus, an analogy is formed between the climatic zones and the altitude levels, and arctic-alpine and boreo-montane organisms are found as well as organisms which ar common to the alpine arid zones and the continental areas in Eastern Europe. Also the northern and the southern alpine forms frequently prove to be climate-bound. Besides these, there is a number of distribution patterns which cannot be correlated with any recent climatic element and thus must be assumed as being historically determined. Some clearly defined distribution patterns, especially of endemic alpine organisms, resist to any interpretation that has been attempted, thus being of particular interest to us. Finally the fact of the 'breakers' of various faunal elements at the foot of the Alps shall be recalled.

Alpine Fauna, distribution patterns

1. Einführung

Viele Tiere der Alpen zeigen in ihrer Verbreitung Übereinstimmung mit ökologischen Faktoren, wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit, (Regenmenge), Höhe über dem Meer, Lage (am Alpenrand oder in deren inneren Teilen), Gesteinsbeschaffenheit (Kalk oder Silikat) sowie deren Kombinationen. Unter diesen Gesichtspunkten wurde die alpine Tier- und Pflanzenwelt schon vielfach dargestellt (siehe z. B. auch KÜHNELT 1960).

Darüber hinaus gibt es aber nicht weniger charakteristische Verbreitungsbilder, die sich mit keinem der auffälligen ökologischen Faktoren in Beziehung bringen lassen, und von denen man deshalb annimmt, daß historische Faktoren als Erklärung in Betracht kämen. Die Zahl der für diese Verbreitungsmuster herangezogenen Erklärungsversuche ist beträchtlich (z. B. die Simrothsche Pendulationstheorie, die die sogenannte Keilhacksche Disjunktion erklären soll, die verschiedenen Auffassungen über die Wirkung der Eiszeiten, wie Devastierung, massivs de refuge sowie Nunataküberdauerung und der Einfluß postglazialer Klimaschwankungen; so HOLDHAUS 1903, HEBERDEY 1933, BREHM 1946, JANETSCHEK 1956).

In der vorliegenden Darstellung soll versucht werden, solche charakteristischen Verbreitungsbilder vorzustellen, ohne jedoch im Einzelfall einen Zusammenhang mit einem bestimmten historischen Ereignis zu postulieren. Für eine solche Darstellung eignen sich nicht alle in den Alpen angetroffenen Arten in gleicher Weise. Greift man wahllos einzelne Arten heraus, so wird man nahezu ebenso viele individuell verschiedene Verbreitungsbilder feststellen können. Charakteristische, sich trotz gewisser Abwandlung wiederholende Verbreitungsbilder erhält man dadurch, daß nur solche Arten ausgewählt werden, die erstens nur aus den Alpen bekannt sind oder nur unbedeutend in benachbarten Gebieten vertreten sind (Endemiten), die ferner nicht stark an andere Lebensbedingungen, wie Futterpflanzen und Beutetiere oder Wirte gebunden sind, die von den ähnlichsten Arten durch leicht feststellbare Merkmale unterschieden sind und deren Verbreitung ausreichend genau bekannt ist. Die betreffenden Arten sollten auch verhältnismäßig leicht auffindbar sein, so daß ausreichende Angaben in der einschlägigen Literatur zu erwarten sind. Da diese Angaben in der Regel aus verschiedenen Zeiten stammen und die Autoren nicht immer dieselben Kriterien für die Unterscheidung ähnlicher Arten verwendet haben, sind Literaturangaben immer kritisch zu prüfen. Für die Unterscheidung zwischen kontinuierlichen und disjunkten Verbreitungsgebieten ist die Kenntnis der Lebensweise und Ausbreitungsfähigkeit der betreffenden Arten ebenfalls notwendig. Für die vorliegende Betrachtung am besten geeignete Arten finden sich im hochalpinen Bereich, also oberhalb der Waldgrenze, aber auch im subalpinen, also in den

oberen Nadelwäldern und in der Zwergstrauchstufe. Eine gewisse Sonderstellung nehmen Felsbewohner ein, die in der Regel von den Höhenstufen weitgehend unabhängig sind.

Unter Berücksichtigung dieser Gesichtspunkte sollen nachfolgend die auffälligsten Verbreitungsbilder alpiner Arten besprochen werden.

2. Ergebnisse

2.1

Hochalpine Endemiten, die gleichmäßig im gesamten Alpengebiet vorkommen, sind offensichtlich nicht bekannt. Am ehesten könnte man hier an den Laufkäfer *Nebria castanea* BON. denken. Diese Art ist jedoch auch aus den Pyrenäen und einzelnen deutschen Mittelgebirgen, wie Schwarzwald, Böhmerwald und Odenwald bekannt.

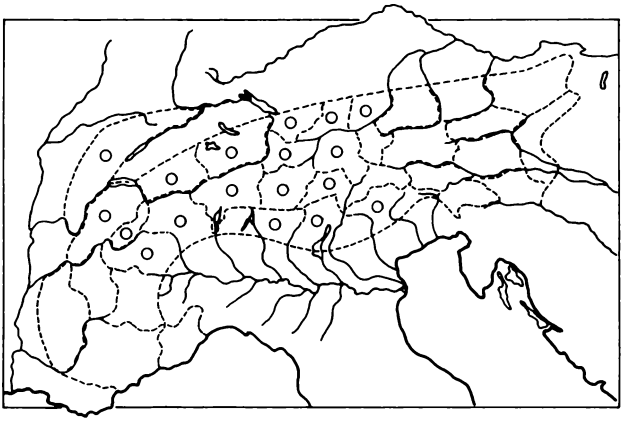


Abb. 1: Verbreitungskarte
O *Pterostichus multipunctatus* DEJ.

Ganz allgemein finden sich Auslöschungszonen, wo die betreffende Art noch nicht gefunden wurde und vermutlich überhaupt fehlt. So ist der Laufkäfer *Pterostichus multipunctatus* DEJ. auf die mittleren Teile der Alpen, die beiden Kalkzonen und die Zentralzone, beschränkt (Abb. 1). Manche Arten fehlen in den mittleren Alpen, sind jedoch an ihrem westlichen und östlichen Ende verbreitet. Hier ist der Scarabaeide (Dungkäfer) *Aphodius mixtus* VILLA zu nennen, der sich allerdings, wie praktisch alle hochalpinen *Aphodius*-Arten, vorwiegend von Graswurzeln ernährt. Zwei Laufkäfer, *Pterostichus maurus* DUFT. und *Pterostichus selmanni* DUFT. zeigen ein übereinstimmendes Verbreitungsbild. Die beiden zuletzt genannten Arten sind allerdings durch nahestehende Rassen auch außerhalb der Alpen vertreten: *P. maurus* mit der Rasse *carpathicus* KULT in den Beskiden und Karpaten und *P. selmanni* mit der Rasse *roubali* SCHAUBG. im Böhmerwald (Abb. 2). Ähnliche Auslöschungszonen finden sich auch unter den Landschnecken. So findet sich die Helicide *Ciliella ciliata* STUDER vom Toskanischen Appenin über die Apuaner Alpen, Piemont, die Südschweiz bis in die westlichen Dolomiten und andererseits in den südlichen Kalkalpen Kärntens.

2.2

Andere Arten haben ausgesprochene West- oder Ostgrenzen, die aber eine jeweils verschiedene Lage haben können. Charakteristische Westgrenzen zeigen beispielsweise folgende Arten: der Laufkäfer *Pterostichus jurinei* PANZ., der aber auch im Karpatenbogen und den Transsylvanischen Alpen sowie aus Bosnien bekannt ist. Die ähnlich verbreitete *Nebria germari* HEER ist außerhalb der Alpen aus den Dinarischen Gebirgen und Bosnien bekannt, während der Rüsselkäfer *Otiorhynchus auricomus* GERM. auf die Alpen beschränkt ist (Abb. 3).

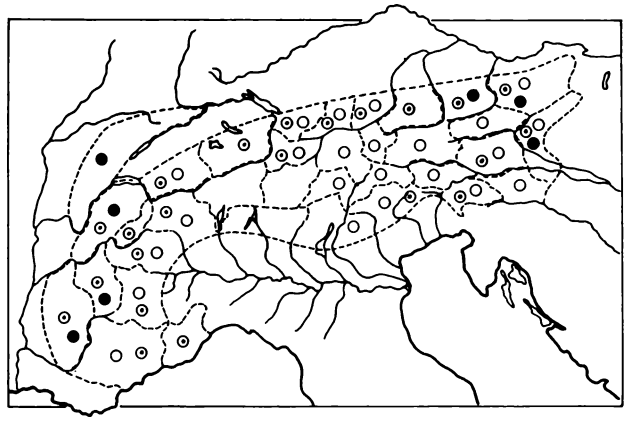


Abb. 2: Verbreitungskarte
○ *Aphodius mixtus* VILLA
⊙ *Pterostichus maurus* DUFT.
● *Pterostichus selmanni* DUFT.

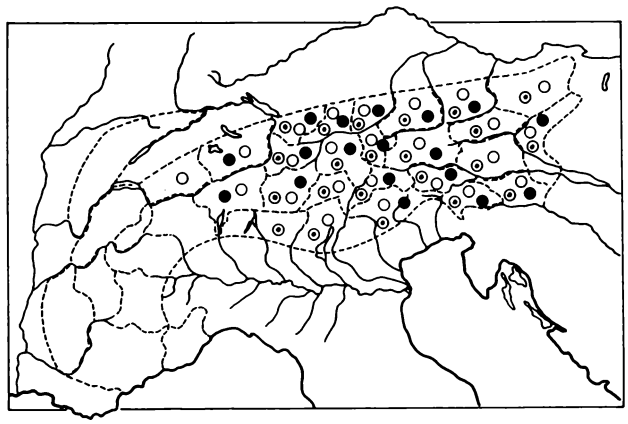


Abb. 3: Verbreitungskarte
○ *Pterostichus jurinei* PANZ.
⊙ *Nebria germani* HEER
● *Otiorhynchus auricomus* GERM.

Eine ähnliche Verbreitung hat die Legföhre (*Pinus mugo prostrata* TURR.). Etwas weiter östlich liegen die Westgrenzen folgender Laufkäfer: *Pterostichus illigeri* PANZ., der auch aus Bosnien bekannt ist, und folgender Arten der durch große Artenzahl bekannten Gattung *Trechus: T. alpicola* STURM, *T. rotundipennis* DUFT., *T. limacodes* DEJ., *T. constrictus* SCHAUM, *T. rotundatus* DEJ. und *T. ovatus* PUTZ. Sie alle erreichen ihre Westgrenze im Quellgebiet von Enns und Mur. An Landschnecken, die in den Alpen eine deutliche Westgrenze haben, sei die Pupide *Truncatellina monodon* HELD genannt, die westlich bis in die Bayrischen Alpen, das Unterengadin und Südtirol reicht.

2.3

Eine Anzahl von Arten weist hingegen in verschiedenen Teilen der Alpen gelegene Ostgrenzen auf: Auf die eigentlichen Westalpen beschränkt ist der Laufkäfer *Nebria laticollis* DEJ.; der Blattkäfer *Crepidodera rhaetica* KUTSCH reicht etwa bis zur Quelle des Rheins; der Rüsselkäfer *Otiorhynchus nubilus* BOH. im Norden bis in die Lechtaler Alpen, im Süden bis in die Venetianischen Alpen und *Otiorhynchus pupillatus subdentatus* BACH. = *frigidus* MULS. bis in die Alpen zwischen Inn und Salzach sowie die Hohen Tauern (Abb. 4). Nicht auf die Alpen beschränkt ist *Otiorhynchus varius* BOH., der auch in den Cevennen vorkommt, während *O. griseopunktatus* BOH. im äußersten Westen der Seealpen in tiefen Lagen vorkommt, also nicht einmal als subalpin bezeichnet werden kann.

Unter den Blütenpflanzen finden sich ebenfalls Arten mit charakteristischen Ostgrenzen. So reicht der Steinbrech *Saxifraga diapensioides* BELL. vom

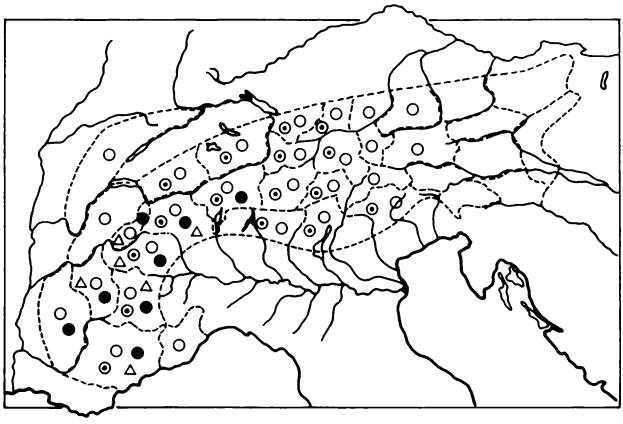


Abb. 4: Verbreitungskarte
○ *Otiorhynchus pupillatus subdentatus* BACH. = *frigidus* MULS
⊙ *Crepidodera rhaetica* KUTSCH.
● *Otiorhynchus nubilus* BOH.
△ *Nebria laticollis* DEJ.

Westende der Alpen nur ungefähr bis zum Rhôneknie, während *Astrantia minor* L. im Norden bis nahe an den Bodensee, im Süden an den Gardasee heranreicht.

2.4

Eine Anzahl von Arten ist nur aus den inneren Teilen der Alpen bekannt und scheint dem Alpenrand vollständig zu fehlen. Hier sind zwei Laufkäfer zu nennen: im Westen *Nebria cordicollis* CHD., im Osten *Pterostichus kokeili* MILL. (Abb. 5).

2.5

Eine sehr eigenartige Verbreitung zeigt der einzige in der subalpinen bis nahezu zur hochalpinen Stufe der Alpen vorkommende Tenebrionide: *Helops (Cylindronotus) convexus* KÜST. Er lebt in den mittleren Alpen besonders in der Zentralzone (Abb. 6). Seine Larve ernährt sich von verholzten Pflanzenteilen, auch in der Zwergstrauchstufe. Die Art ist von den nächst ähnlichen weitverbreiteten Arten der tieferen Lagen so deutlich verschieden, daß sie nicht als eine Höhenform einer dieser Arten angesehen werden kann. Sie ist ein isolierter alpiner Endemit, denn die bis in die neueste Literatur gelegentlich wiederholte Angabe 'Ungarn' ist nach Kaszab (mündl. Mitt.) unrichtig. Die Belegstücke in einer alten ungarischen Sammlung haben keine Fundortangabe.

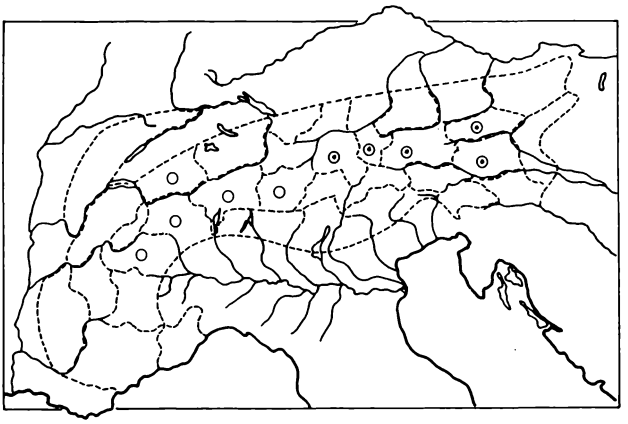


Abb. 5: Verbreitungskarte
○ *Nebria cordicollis* CHD.
⊙ *Pterostichus kokeili* MILL.

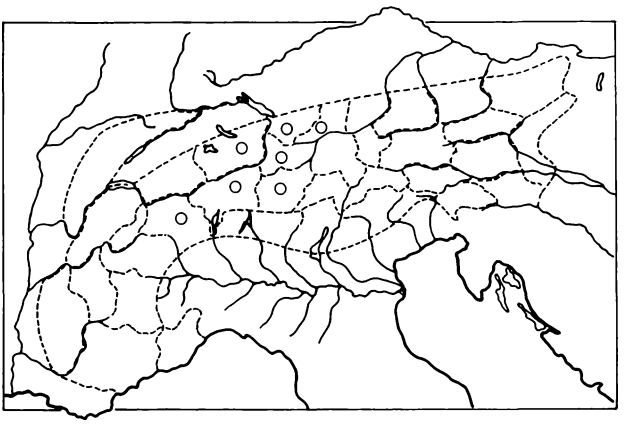


Abb. 6: Verbreitungskarte
○ *Helops (Cylindronotus) convexus* KÜST.

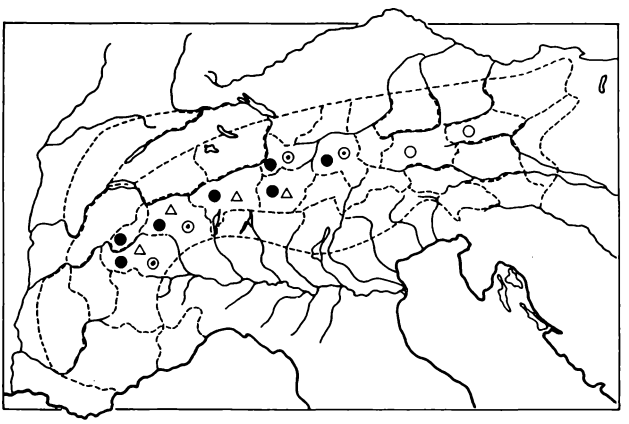


Abb. 7: Verbreitungskarte
○ *Nebria atrata* DEJ.
● *Scioptera tenella* SPR.
⊙ *Arctia cervini* FALL.
△ *Arctia quenselii* PAYK.

2.6

Streng an die Zentralzone der mittleren Alpen gebunden scheinen einige Schmetterlinge zu sein, vor allem der Sackträger *Scioptera tenella* SPR. (GRADL 1944) sowie zwei Bärenspinner: *Arctia cervini* FALL. und *Arctia quenselii* PAYK. (WARNECKE 1950). In den östlichen Teilen der Zentralalpen bewohnt der Laufkäfer *Nebria atrata* DEJ. ein ebenfalls rein zentralalpines Areal (Abb. 7).

2.7

Während echt zentralalpine Arten eher selten sind, lebt eine große Zahl von Arten ausschließlich, besonders in den Ostalpen, in den hohen Lagen der Randgebiete und dringt nur wenig in die nördliche Schieferzone, in Ausnahmefällen sogar in die Zentralzone ein. Die Bindung an kalkreiche Gesteine ist vielfach deutlich, was aber nicht immer auf eine Abhängigkeit von diesen selbst, sondern oft auf eine mikroklimatische Abhängigkeit zurückzugehen scheint. Als Beispiel sei hier der Rüsselkäfer *Otiorhynchus chalceus* STIERL. genannt (Abb. 8).

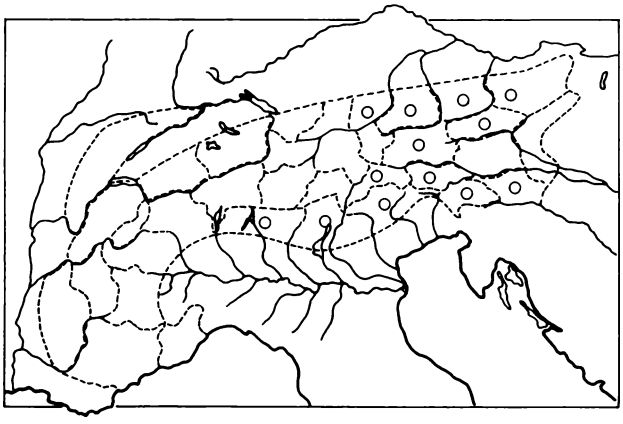


Abb. 8: Verbreitungskarte
O *Otiorhynchus chalceus* STIERL.

Ähnlich verbreitet ist *Otiorhynchus foraminosus* BIL., der allerdings östlich der Salzach durch eine ähnliche Art, *Otiorhynchus nocturnus* RTT., ersetzt ist. Dieses 'Nordostareal' findet sich auch bei anderen Tieren ebenso wie bei Pflanzen. Sowohl in den nördlichen als in den südlichen Kalkalpen mit einzelnen zerstreuten Vorkommen auf kalkreichem Gestein in den Zentralalpen finden sich auch viele Landschnecken und Pflanzen, von denen nur die Alpenrose *Rhododendron hirsutum* L. genannt sei.

2.8

Die Zahl der nordalpinen Arten, die nicht oder nur sehr wenig nach Süden vordringen ist gering: Hierher gehört z. B. der Laufkäfer *Pterostichus panzeri* PZ.

Praktisch ganz auf die Nordalpen beschränkt sind die Laufkäfer *Trenchus glacialis* HEER, *Nebria bremii* GERM und der Rüsselkäfer *Otiorhynchus costipennis* ROSH. (Abb. 9). Viel häufiger erreichen südalpine Arten die nördlichen Kalkalpen, wobei es bestimmte Regionen gibt, in denen solche Arten bevorzugt vorkommen. Hier sei der Laufkäfer *Carabus depressus* BON. genannt, der in den Nordalpen nur von der Hütteneckalm bei Ischl bekannt ist. Als auffällige Beispiele unter den Landschnecken seien folgende genannt: Eine Clausilie, *Erjavecia bergeri* ROSSMÄSSLER, hat ein dicht besiedeltes Areal in den mittleren Nordalpen und ein kleineres in den südöstlichen Kalkalpen. Unter den Landdeckelschnecken verhält sich *Cochlostoma henricae* GREDLER umgekehrt. Ihr Hauptverbreitungsgebiet liegt in den südlichen Kalkalpen, während einzelne Populationen in den mittleren Nordalpen gefunden wurden. Interessant ist dabei, daß die östlichen Formen, *Cochlostoma henricae plumbeum* WESTERLUND aus den

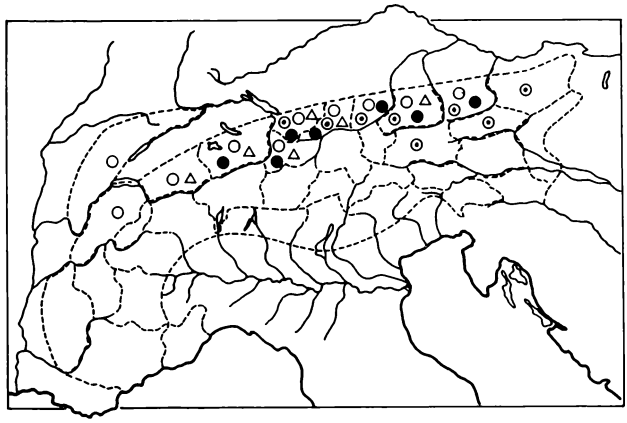


Abb. 9: Verbreitungskarte
o *Pterostichus panzeri* PANZ.
⊙ *Otiorhynchus costipennis* ROSH.
● *Trechus glacialis* HEER
△ *Nebria bremii* GERM.

südlichen Kalkalpen und die Rasse *Cochlostoma henricae hüttneri* A.J. WAGNER, aus dem Salzkammergut, einander ähnlicher sind als die Rasse *henricae henricae* STROBEL aus Südtirol den beiden genannten. Dazu kommt noch daß diese Form (*henricae henricae* STROBEL) vor kurzem bei Reutte in Nordtirol gefunden wurde (unpubl. Mitt. von Helmut Nisters in Innsbruck). Auch die Umgebung des 'Salzachknies' ist häufig diejenige Stelle, wo eine südalpine Art in den Nordalpen vorkommt. Hier sei als Beispiel

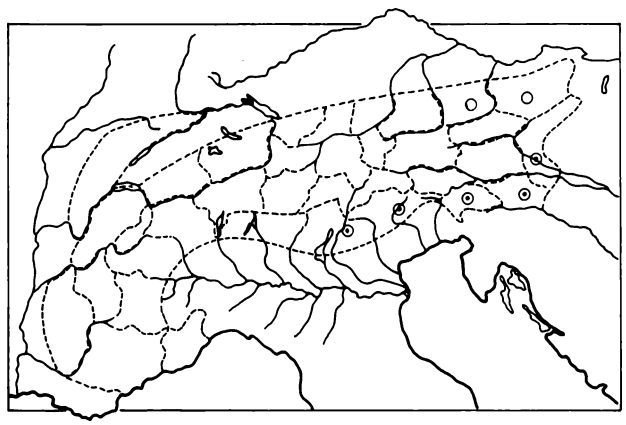


Abb. 10: Verbreitungskarte
o *Pterostichus lineatopunctatus* MILL.
⊙ *Pterostichus ziegleri* DUFT.

eine Taubnessel: *Lamium orvala* L. genannt. Dasselbe gilt für die Komposite *Doronicum columnae* TEN. Gelegentlich sind die einzelnen Teilareale von verschiedenen Rassen oder einander sehr ähnlichen Arten bewohnt wie bei den Laufkäfern *Pterostichus ziegleri* DUFT. (Südalpen) und *Pt. lineatopunctatus* MILL (Nordostalpen) (Abb. 10). Diese Fälle leiten über zu solchen, wo in den Südalpen, beginnend von den Seealpen, mehrere endemische, miteinander nah verwandte Arten leben und eine weitere in den Nordostalpen. Hier seien Laufkäfer der Untergattung *Leiromorpha* von *Amara* genannt (Abb. 11) sowie die Rassen von *Chrysochloa elongata* SUFFR., von denen drei am Südrand der Westalpen leben und eine *Ch. elongata styriaca* FRANZ in den Nordostalpen. Das schon mehrfach genannte Nordostareal ist auch bei Pflanzen nachweisbar. Hier sind verschiedene einander ähnliche

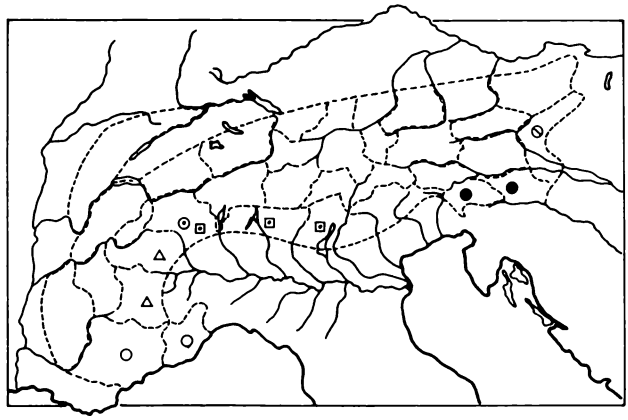


Abb. 11: Verbreitungskarte
- ○ *Amara (Leiromorpha) psyllocephala* DAN.
- △ *Amara (Leiromorpha) graja* DAN.
- ⊙ *Amara (Leiromorpha) cardui* DEJ.
- ⊡ *Amara (Leiromorpha) alpestris* VILLA
- ● *Amara (Leiromorpha) spectabilis* SCHM.
- ⊘ *Amara (Leiromorpha) nobilis* DUFT.

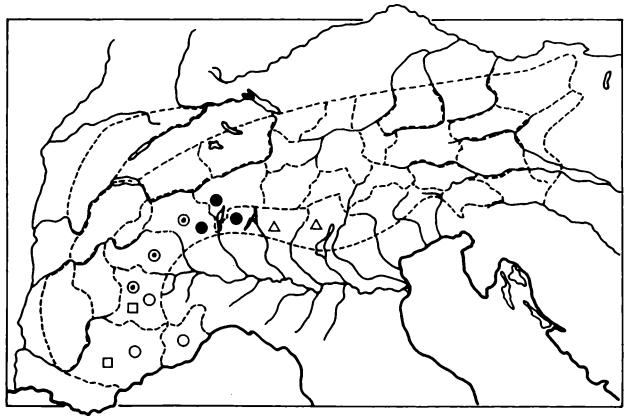


Abb. 12: Verbreitungskarte
- ○ *Platynus peirolerii* BASSI
- ⊙ *Platynus complanatus* DEJ.
- ● *Platynus depressus* DEJ.
- △ *Platynus teriolensis* DAN.
- □ *Platynus sexualis* DAN.

Primeln zu nennen, wobei *Primula clusiana* TAUSCH das Nordostareal bewohnt. Als ein erweitertes Nordostareal muß auch das Verbreitungsgebiet eines isolierten, höchst eigentümlichen Endemiten unter den Lungenschnecken: *Cylindrus obtusus* DRAP. angesehen werden. Hier ließ sich die Bindung an die Lebensbedingungen des Hochgebirges auch ökophysiologisch nachweisen (KÜHNELT 1937, 1960).

2.9

Bei einer Reihe von Gattungen fehlt ein Nordostareal vollständig, während am Südrand der Alpen eine Reihe von Arten vorkommt. Hier sind die hochalpinen Arten der Laufkäfergattung *Platynus* zu nennen (Abb. 12). Ähnliche Verbreitungsbilder finden sich in den Gattungen *Abax* und *Molops*.

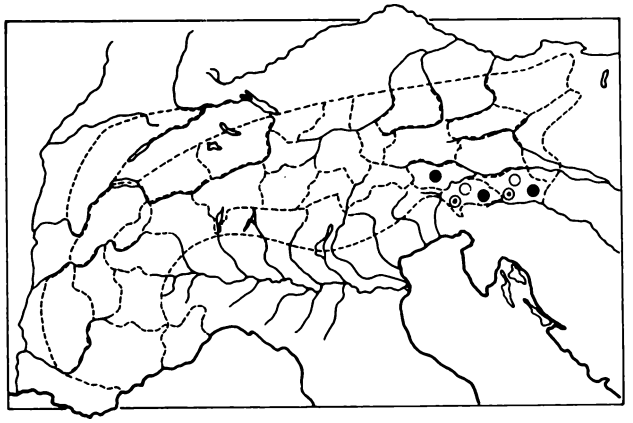


Abb. 13: Verbreitungskarte
○ *Nebria dahli* STRM.
⊙ *Pterostichus mühlfeldti* DUFT.
● *Cychrus schmidti* CHD.

2.10

Die südöstlichsten Kalkalpen, Karawanken und Steiner Alpen, werden von einer großen Zahl von Endemiten bewohnt, die sich zum Teil auch noch in den Karnischen und Gailtaler Alpen finden. Als auf Karawanken und Steiner Alpen beschränkt seien die Laufkäfer *Nebria dahli* STURM und *Pterostichus mühlfeldti* DUFT. sowie von Schnecken die Clausiliide *Erjavacia approximans* A. SCHMIDT und die Helicide *Arianta schmidti* ROSSMÄSSLER genannt. Ein etwas nach Westen erweitertes Areal besiedeln der Laufkäfer *Cychrus schmidti* CHD. (Abb. 13) und zahlreiche Schnecken z. B. viele Clausiliiden und Landdeckelschnecken der Gattung *Cochlostoma*. Unter den Pflanzen ist *Rhamnus fallax* BOISS. zu nennen, der aber im Südosten auf der Balkanhalbinsel weit verbreitet ist.

2.11

Merkwürdigerweise sind keine Arten bekannt, die in einem die Alpen hufeisenförmig umgreifenden Gebiet vorkommen, also von den Nordostalpen über die steirischen Randberge zu den Karawanken. Solche Areale finden sich lediglich bei Talformen z. B. der Schnecke *Zonites (Aegopis) verticillus* LAMARK. Das steirische Randgebirge beherbergt aber eine ganze Anzahl alpiner Endemiten, speziell unter den Laufkäfern. Als Beispiele seien genannt: *Pterostichus justusi* REDT. (Koralpe, Bachergebirge), *Nebria schusteri* GGB. (Koralpe) sowie folgende *Trechus*arten: *T. grandis* GGB. *T. regularis* PUTZ und *T. rudolphi* GGB. von der Koralpe (Rassen der letzteren auch auf der Stubalpe und dem Ameringkogel), *T. longicollis MEIXNER* (Saualpe, Zirbitzkogel), *T. ochreatus* DEJ. (Zirbitzkogel) und *T. noricus* MEIXNER (Gleinalm, Stubalm). Auf der Koralpe ist auch eine Doronicumart (*D. catarhactarum* WIDDER) endemisch, deren nächststehende Formen in den asiatischen Gebirgen vorkommen.

3. Diskussion

Dem nicht mit der alpinen Organismenwelt vertrauten Leser mögen die vorstehenden Ausführungen vielleicht etwas ermüdend erscheinen, während der Kenner vielleicht den Versuch einer einigenden Theorie vermissen wird. Jahrzehntelang hat sich der Verfasser mit einem solchen Versuch beschäftigt; es fehlen aber wichtige Kenntnisse, die er im Bereich der Geologie vermutet. Es war jedoch nicht möglich, von dieser Seite entscheidende Hinweise, seien sie tektonischer oder paläoklimatischer Art, zu erlangen. Deshalb wendet sich der Verfasser an die Leser mit der Bitte, sich auf allen einschlägigen Wissensgebieten nach solchen Faktoren umzusehen, die Erklärungsmöglichkeiten versprechen. Die abgestufte Mannigfaltigkeit der Verbreitungsbilder läßt vermuten, daß bestimmte Faktoren, auf die die einzelnen Arten mit verschiedener Intensität reagieren, vorhanden sind oder vorhanden gewesen sein dürften.

Das Erscheinen eines biogeographischen Aufsatzes innerhalb einer Vortragsreihe über Schutz und Nutzung des Alpenraumes bedarf einer Begründung. Es ist ein besonderes Anliegen des Verfassers darauf hinzuweisen, daß die einzelnen Regionen der Alpen nicht uneingeschränkt gegeneinander austauschbar sind und daß die anthropogene Störung in bestimmten Gebieten einzigartiges genetisches Material unwiederbringlich zum verschwinden bringen kann.

Literatur

BREHM V., 1946: Über die Keilhacksche Disjunktion und über transversal-symmetrische Areale in Europa. Arch. Hydrobiol. 41.

GRADL F., 1944: Scioptera tenella Spr. (Lep. Psych.) in den Urgesteinsalpen von Vorarlberg (Silvretta und Verwallgebiet). Z. Wiener Entomol. Ges. 129: 5.

HEBERDEY R.F., 1933: Die Bedeutung der Eiszeit für die Fauna der Alpen. Zoogeographica 1: 353 - 412.

HOLDHAUS K., 1903: Beiträge zur Koleopteren-Geographie. Münch. Koleopt. Z. 1: 256.

JANETSCHEK H., 1956: Das Problem der inneralpinen Eiszeitüberdauerung durch Tiere. (Ein Beitrag zur Geschichte der Nivalfauna.). Öst. Zool. Z. 6: 422 - 506.

KÜHNELT W., 1937: Biologische Beobachtungen an Cylindrus obtusus. Arch. Moll. 67: 53 - 56.

KÜHNELT W., 1960: Verbreitungsbilder der Insektenwelt Österreichs. Arbeitsgem. öst. Entomologen 12 (2): 33 - 48.

KÜHNELT W., 1960: Die Insektenwelt Österreichs in ökologischer Betrachtung. Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 100: 35 - 64.

WARNECKE A., 1950: Die Verbreitung der drei Arctiiden Orodemnias cervini, O. quenselii und Arctia flavia. Ent. Z. 59: 8 - 14.

Außerdem wurde Material aus folgenden Quellen verwertet:

ALZONA C., 1971: Malacofauna Italica. Atti Soc. It. Sci. nat. e Museo civ. Storia nat. Milano 111.

FRANZ H., 1949: Zur Kenntnis der Rassenbildung bei Käfern der ostalpinen Fauna. Zentralbl. Gesamtgeb. Ent. 3: 3 - 23.

GERMAIN L., 1931: Mollusques terrestres et fluviatiles. Faune de France 22. Paris.

HOLDHAUS K., 1903: Beiträge zur Koleopteren-Geographie. Münch. Koleopt. Z. 1: 256.

HOLDHAUS K., 1954: Die Spuren der Eiszeit in der Tierwelt Europas. Abh. Zool.-Bot. Ges. Wien 18: 493 S.

KLEMM W., 1974: Die Verbreitung der rezenten Land-Gehäuse-Schnecken in Österreich. Denkschr. Öst. Akad. Wiss. 117 (= Suppl. 1 Cat. Faunae Austr.): 503 S.

MAGISTRETTI M., 1980: Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae. Fauna d'Italia. Accad. Naz. It. e Unione Zool. It. Bolognia.

MERMOD G., 1930: Gastéropodes. Cat. Invert. Suisse 18. Geneve (Mus. Hist. Nat).

MERXMÜLLER H., 1952/53/54: Untersuchungen zur Sippengliederung und Arealbildung in den Alpen. Jb. Ver. Schutz Alpenpflanzen u. -tiere 17, 18, 19.

SCHARFF R.F., 1928: On the terrestrial molluscs of the high alps and their origin. Contribution a l'étude du Peuplement des Hautes Montagues. Soc. Biogeographie II. Paris.

Adresse:

Univ.-Prof. Dr. Wilhelm Kühnelt
Institut für Zoologie Univ.
Althanstr. 14

A-1090 Wien IX

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Ökologische Auswirkungen und Schutzwürdigkeit der traditionellen Wiesenbewässerung im Simplon-Gebiet (Wallis)

Manfred Meurer und Hans-Niklaus Müller

S y n o p s i s

In the Swiss Simplon area a traditional meadow surface irrigation is practiced since milleniums. Recently first signs of a change to sprinkler irrigation are recognized.
Geo-ecological studies in 1983 and 1984 show the varius effects of the meadow surface irrigation on the natural conditions and on the rate of the primary productivity of mountain meadows. Because of ecological and economic reasons as well as of natural conservation aspects it seems neither desirable nor practicable to change from the traditional meadow surface irrigation to the sprinkler irrigation in a large extent.

Climate, irrigation, mountain meadows, primary productivity, Swiss Alps.

1. Einführung

Die Kulturlandschaft des am Simplon auf der Alpensüdseite gelegenen Teils des Wallis wird im montan-subalpinen Grenzsaum um Simplon-Dorf durch die dominierende graswirtschaftliche Nutzung geprägt (Abb. 1). Die vorherrschende Vieh- (Milch- und Zucht-) Wirtschaft erfordert eine intensive Wiesen- und Weidenbewirtschaftung.

Der Klimacharakter zeigt für Simplon-Dorf eine durchschnittliche Jahrestemperatur von 5 °C und sechs Sommermonate (Mai - Oktober) mittlerer Temperatur über 5 °C sowie eine durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge von rund 1300 mm mit Spitzen im Frühjahr (März, Mai) und Herbst (Oktober) (Abb. 2). Das Niederschlagsdefizit der Sommermonate (Juni bis September) wird in der berglandwirtschaftlichen Nutzung durch eine intensive großflächige Bewässerung ausgeglichen.

Ein dichtes Netz von Bewässerungskanälen ('Bisse') durchzieht alle Wiesen. Das mit wenigen Ausnahmen aus Gletscherbächen stammende Wasser wird in Hauptleiten meist auf Kämme der zahlreichen spätglazialen Moränen (MÜLLER 1984) geführt, von wo es in Nebenleiten auf die einzelnen Parzellen abgeschlagen werden kann. Die Anstösser jeder Bisse organisieren sich in Genossenschaften, die eine seit altersher geregelte Wassernutzung (Dauer und Zeitpunkt) gewährleisten. Bei mehr als sechs Geteilen (Genossenschafter) muß ein Vogt bestimmt werden, der über die Verteilung des Wässerwassers Buch führt und den Unterhalt (Instandstellung und Reinigung) der Wasserfuhre organisiert (Gemeindeordnung vom 25.4.1967, Art. 3). Dieses System der Wiesenbewässerung ist heute noch nahezu vollständig intakt. Nur wenige Teilstücke wurden im Laufe der Zeit - besonders durch verstärkte Bautätigkeit in den letzten Jahren - aufgelassen. Auf dem Gemeindegebiet von Simplon-Dorf bestanden insgesamt 39 Genossenschaften, davon sind drei aufgelöst. Der früheste Zeitpunkt für die Anlage der Bewässerungskanäle läßt sich auf Grund schriftlicher Quellen nicht erfassen, wie dies etwa im Goms (Laggera 1336, Fieschera 1342) oder im Vinschgau (Glurnser Oberwal 1333) möglich ist (RÜDISÜHLI 1970, LOOSE 1976). Hinweise geben hingegen die Untersuchungen von Bodenprofilen. Unter den meist im Meterbereich liegenden Schluffakkumulationen auf den Moränen finden sich regelmäßig Holzkohlehorizonte. Diese stammen von Brandrodungen und erlauben durch Radiokarbondatierungen die zeitliche Erfassung der Landnahme einzelner Flächen. Überdies kann die Sedimentationsrate der mit dem Gletscherwasser transportierten Schwebstoffe der seither durchgeführten Wiesenbewässerung ermittelt werden. Erste Ergebnisse deuten auf eine Kulturnahme hin, die bereits vor mehr als 3000 Jahren einsetzte. Das Wässern ist somit im Simplongebiet ein traditionelles Kulturlandschaftselement, das auf Grund der noch erhaltenen Strukturen und ihrer histori-

schen Dimensionen eine ganz besondere Bedeutung hat und im Alpenraum heute vermutlich einzigartig ist.

Die in den letzten 30 Jahren auch im Simplongebiet festgestellte Extensivierung der Landwirtschaft beschränkte sich auf einige aufgelassene Sömmerungsgebiete und auf Betriebsumstrukturierungen im Talbereich, wirkte sich aber nicht in einer geringeren Nutzungsintensität aus (WICK 1979). Kleinere Betriebe gingen in rentableren Einheiten auf, wovon die Landbesitzverhältnisse allerdings in der Regel nicht berührt wurden. Während sich die Zahl der Rindviehbesitzer auf die Hälfte reduzierte, blieb der Rinderbestand dagegen praktisch gleich. Somit müssen von den neuen, größeren Betrieben zusätzliche Parzellen gepachtet werden. Da der Futterbedarf u. a. durch leistungsstärkere Tiere eher gestiegen ist - was auch durch zeitweilige Einführung von Dürrfutter aus Frankreich belegt ist -, wird danach getrachtet, sämtliche Wiesenflächen intensiv zu bewirtschaften, um einen möglichst hohen Ertrag zu erzielen. Eine Rationalisierung wurde durch den Bau von Erschließungsstraßen und neuer Ställe am Dorfrand erreicht, wodurch einerseits das Heu in das Dorf geführt werden kann und damit die Winterfütterung außerhalb der Dauersiedlungen entfällt, andererseits die Milchverarbeitung mehrheitlich genossenschaftlich erfolgt und die Einzelsennerei nur noch in wenigen Alpbetrieben im Sommer erhalten geblieben ist.

Da die traditionelle Wiesenbewässerung sehr arbeitsintensiv ist, geht mit der Betriebsvergrößerung eine stärkere Arbeitsbelastung der einzelnen Bauern einher, denn für die oft weit auseinanderliegenden Pachtparzellen bestehen seit altersher genau festgelegte Wasserrechte und Wässerzeiten, deren Einhaltung neuerdings Schwierigkeiten bereitet. Die Nebenerwerbsbauern, die von den erwähnten Strukturveränderungen nicht betroffen sind, können die zeitgebundene und arbeitsintensive Nutzung des Wasserrechtes oft nur betreiben, wenn sie dazu freigestellt werden.

Aus diesen Gründen sind in den letzten Jahren Bestrebungen festzustellen, die eine Umstellung der traditionellen Wiesenbewässerung auf ein Beregnungssystem zum Ziel haben. Dies hätte einschneidende Maßnahmen zur Folge, die nicht ohne Auswirkungen auf die gesamte Landschaft bleiben könnten. Dabei erheben sich Fragen differenzierter und vielschichtiger Natur, die sowohl unter den Aspekten historisch-archivalischer und ökologisch-ökonomischer Betrachtung als auch unter rechtlichen und naturschützerischen Gesichtspunkten von Bedeutung sind.

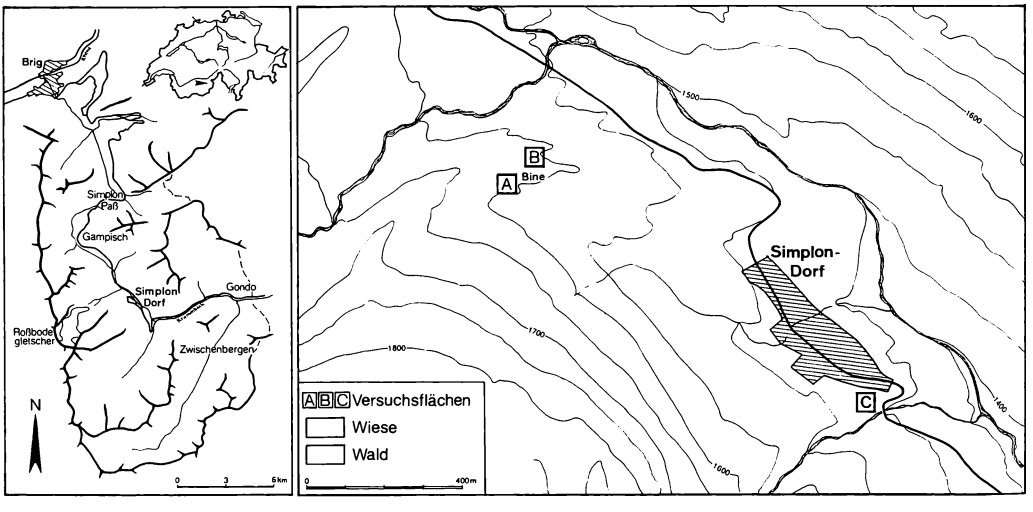


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

2. Untersuchungsgebiet und Methodik

2.1 Lage der Versuchsflächen

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich des Fichten-Lärchenwaldes (*Piceeto-Laricetum subalpinum*; MÜLLER 1980). Auf den Rodungsflächen durchdringen sich extensiv und intensiv bewirtschaftete Wiesengesellschaften. Sie setzen sich vorwiegend aus ertragsarmen, extensiv bewirtschafteten Borstgrasrasen (*Nardetum alpigenum*) mit Arten wie *Nardus stricta, Hieracium pilosella, Campanula barbata, Arnica montana, Avena versicolor, Antennaria dioica, Potentilla erecta* sowie aus intensiv bewirtschafteten Fettwiesen (*Trisetum flavescentis*) mit *Trisetum flavescens, Taraxacum officinale, Plantago lanceolata, Trifolium pratense, Anthriscus silvestris, Carum carvi, Alchemilla vulgaris, Ranunculus acris* zusammen. Als Böden herrschen auf den extensiv genutzten Standorten meso- bis oligotrophe flach- bis mittelgründige Hangbraunerden vor, während auf den intensiv genutzten, bewässerten Flächen mächtige meso- bis eutrophe Hangbraunerden dominieren. Im bewaldeten Areal sind Ansätze einer Podsolierung nachweisbar.

Für die Untersuchungen wurden um Simplon-Dorf drei unterschiedliche Standortstypen zwischen 1400 und 1600 m ü.d.M. ausgewählt (Abb. 1). Als Kriterien dienten die Art der Bewässerung, Exposition und Hangneigung (Tab. 1).

Standortstyp A liegt innerhalb zweier spätglazialer Moränen, wodurch bedeutende relief- und kleinklimatisch bedingte Unterschiede vorgegeben sind. Standortstyp B erstreckt sich über zwei spätglaziale Moränen unterschiedlichen Alters. Im Gegensatz zu diesen beiden Standortstypen, die im NW von Simplon-Dorf (auf Bine) liegen, befindet sich Standortstyp C in unmittelbarer Dorfnähe (südlich des Dorfrandes) ebenfalls auf einer spätglazialen Moräne. Während beim Standortstyp C seit kurzem teilweise beregnet wird, unterscheiden sich die Typen A und B dadurch, daß bei unterschiedlichen Expositionen einerseits berieselt, andererseits nicht bewässert wird.

Tab. 1: Lagebedingungen der Versuchsflächen im Gebiet um Simplon-Dorf

Standort	Exposition	Hangneigung	Höhe (m ü.d.M.)
A_1	SSW	31°	1610
A_2	SO	5°	1600
A_3	NNO	24.5°	1605
A_4	SO	30°	1615
A_5	SO	30°	1620
B_1	S	26.5°	1610
B_2	flach	0°	1600
B_3	N	28°	1610
C_1/C_2	SO	37°	1460
C_3	SSO	40°	1460
C_4	flach	0°	1460

2.1 Methodik

Ausgehend von den sich abzeichnenden Wandlungen und Umstrukturierungen der Wiesenbewässerung im Simplongebiet erschien eine möglichst schnell greifende Aufnahme des Ist-Zustandes dringend geboten. Dazu wurde das Forschungsprojekt in einzelne Teilabschnitte untergliedert, deren zeitliche Abfolge vor allem durch den aktuellen Kenntnisstand über die Auswirkungen der Bewässerung auf das Standortspotential alpiner Bergwiesen vorgegeben war. Infolge der ausführlichen edaphischen Analysen von LINIGER (1983) aus dem benachbarten Aletschgebiet sollen besonders mikro- und bodenklimatische sowie produktionsbiologische Aspekte der Wiesenbewässerung dargestellt werden. In der zusammenfassenden Wertung der geoökologischen Auswirkungen der traditionellen Berieselung sollen dagegen auch bodenspezifische Phänomene miteinbezogen werden.

Die oberirdische Pflanzenproduktion (Erntemethode; MILNER, HUGES 1968) wurde auf Testflächen (40 x 40 cm) der drei unterschiedlichen Standortstypen (A - C) zu einem bis drei Terminen (a = vor dem Emd 1983, b = vor dem Heuet 1984, c = vor dem Emd 1984) erfaßt. Bei den bisher vorliegenden 50 Proben wurden Frischgewicht, Trockenmasse und Rohproteinanteil bestimmt. In der Fortführung dieser Pilotstudie sollen jeweils fünf bis zehn Parallelproben pro Standort zur artspezifischen Erfassung der Wiesenproduktivität genommen werden.

Am Standortstyp B wurden die klimatischen Untersuchungen und die Wasseranalysen durchgeführt. Hierzu eignen sich Witterungsstandardtage mit hochsommerlichen Strahlungsverhältnissen. Auf den exemplarisch ausgewählten Standorten (Sonn- und Schatthang sowie ebene Lage) konnten an mehreren Tagen Globalstrahlung, photosynthetisch aktive Strahlung sowie Luft- und Bodentemperaturen gemessen werden.

Das in einem Kanal über dem Sonnhang geführte Wässerwasser wurde stundenweise abgeschlagen und über die Untersuchungsfläche geleitet. Dabei ließen sich die Temperaturveränderungen von Wasser und Boden vom Ober- zum Unterhang hin ermitteln. Zur Bestimmung der Schwebstofffracht des Bewässerungswassers wurden 1-Liter-Proben entnommen und im Labor deren Sedimentgehalt erfaßt. Die in der Bisse über der Versuchsfläche angeordneten sechs Entnahmestellen stehen sowohl bei Niedrig- wie Mittelwasser in Beziehung zum Ausgangswert am Gletschertor.

3. Ergebnisse und Diskussion der Untersuchungen

3.1 Meso-, Mikro- und Bodenklima

Die Notwendigkeit zur Bewässerung ergibt sich im alpinen Raum nicht aus der jährlichen Niederschlagshöhe, sondern vielmehr aus der jahreszeitlichen Verteilung der Niederschläge (Abb. 2). Wie Berechnungen der potentiellen Evapotranspiration aus dem Aletschgebiet belegen, ist dort mit drei- bis viermonatigen Wasserdefiziten zwischen Mai/Juni und August/September zu rechnen (LINIGER 1983, S. 75).

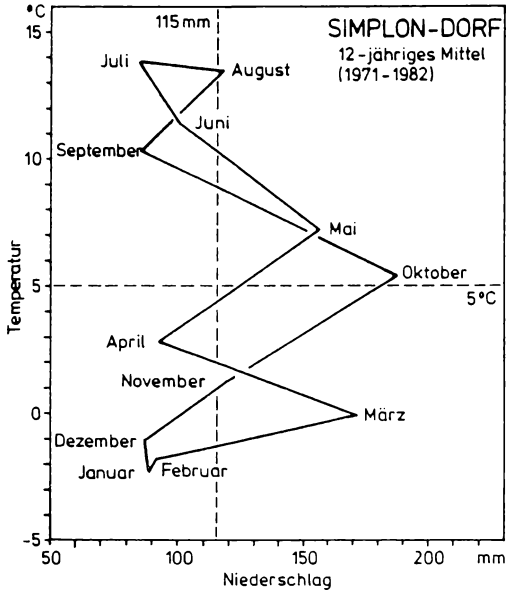


Abb. 2: Klimagramm Simplon-Dorf
(aus MÜLLER 1984)

Da die großklimatischen Rahmenbedingungen für diese Bewässerungsgebiete weitgehend bekannt sind (Klimastatistiken der Schweiz. Meteor. Anst.), sollen im folgenden nur die vergleichenden kleinstandörtlichen Messungen auf unterschiedlich exponierten, bewässerten und unbewässerten Bergwiesen vorgestellt werden (Abb. 3, 4).

Expositionsbedingte Unterschiede zwischen 29.2 °C in Südexposition und 22.5 °C in Nordexposition (5 cm Meßhöhe) ließen sich am 17.8.1984 nachweisen, die sich unter verstärktem Windeinfluß (2 m Meßhöhe) mit ca. 18 °C wieder anglichen (Abb. 3a). Die für die Wachstumsbedingungen der Wiesenpflanzen ökologisch bedeutungsvolleren Bodentemperaturen (Abb. 3b) fallen mit steilem Temperaturgradienten von der Oberfläche zum Bodeninneren hin ab: 48 °C auf dem Sonn- und 23.6 °C auf dem Schatthang (0.5 cm Tiefe) bzw. 17.5 °C (Sonnhang) und 12 °C (Schatthang) in 10 cm Tiefe. Eine weitere

thermische Charakterisierung der Meßstandorte erlauben die Tautochronen von 8, 13 und 20 Uhr (MEZ) am 17.8.1984 (Abb. 4). Während um 8 Uhr die Lufttemperatur der drei Standorte einen relativ gleichartigen Gang aufweist, nehmen die thermischen Gegensätze zur Mittagszeit erwartungsgemäß sprunghaft zu. Die Gunst des Sonnhanges wirkt sich dabei bis in 10 cm Bodentiefe aus, während sich die beiden übrigen Standorte diesbezüglich vergleichsweise nur gering unterscheiden (der Kurvenverlauf zwischen 0 und 5 cm hängt mit der Strahlungsabschirmung der relativ dichten Pflanzendecke zusammen, wodurch die Lufttemperatur unter 5 cm absinkt). Der auffallende Temperaturabfall um 20 Uhr am ebenen Standort in Muldenlage erklärt sich aus dem Einfluß des Kaltluftstromes vom Roßbodengletscher.

Die physiologisch hohe - thermisch bedingte - Anspannung der Wiesenpflanzen auf dem Sonnhang wird aus der Temperaturamplitude von 37.8 °C (zwischen 8 und 13 Uhr in 0.5 cm Tiefe) deutlich - im Gegensatz zu 17.1 °C in ebener und 7.6 °C in schattseitiger Lage. Diese Amplitude verringert sich in 10 cm Bodentiefe bereits auf 5.5, 2.2 sowie 1.6 °C. Gerade dieser Grenzbereich der Bodenoberfläche ist somit den größten Temperaturschwankungen ausgesetzt. Hier ergeben sich bei Bewässerung entscheidende thermische Veränderungen (Abb. 5). Am Sonnhang sinkt die Bodentemperatur zu Beginn der Berieselung mit 'Gletschermilch' (8.3 °C) in 5 cm von 23.4 °C auf 8.6 °C (Differenz: 14.8 °C) ab. Bis zum Hangfuß hin wird das Wässerwasser dann aber so stark erwärmt, daß die Temperatur von 19.2 °C nur noch auf 15.6 °C (Differenz: 3.6 °C) absinkt. Mit zunehmender Durchfeuchtung des Bodens erhöht sich der Anteil des Oberflächenabflusses. Dadurch wird allmählich auf dem mittleren (um 15 Uhr) und unteren Hangabschnitt (16.15 Uhr) die Temperatur merklich herabgesetzt. Somit resultieren am Hangfuß Temperaturdifferenzen von 6.4 °C bzw. 8.2 °C. Inwieweit die Wiesenpflanzen durch diese sprunghafte bewässerungsbedingte Temperaturabnahme, die auf der Bodenoberfläche noch extremer ist, physiologisch beeinträchtigt werden, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden. Möglicherweise negative Auswirkungen eines 'Kälteschocks' dürften durch die Aufhebung eines allfälligen Trockenstresses kompensiert werden. Erst das Wässerwasser ermöglicht bei hohen Luft- und Bodentemperaturen am Sonnhang die hohe chemische und biologische Aktivität sowie die gesteigerte pflanzliche Produktivität.

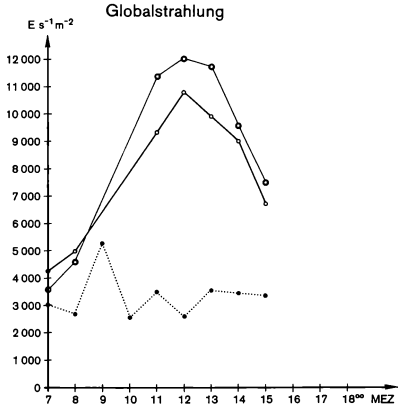
3.2 Schwebstofffracht des Wässerwassers

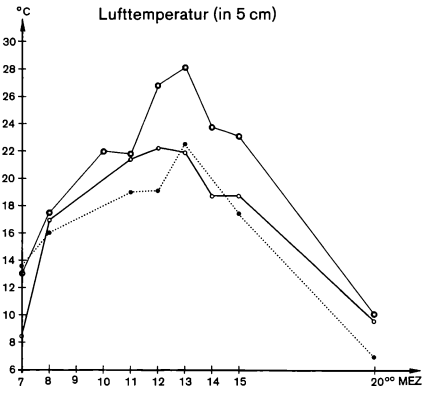
Die am 19.8.1984 erfolgten Schwebstoffmessungen lagen im Untersuchungsgebiet am Roßbodengletscher im Mittel bei 3084 mg/l (Abb. 6 und Tab. 2). In der Darstellung sind die absoluten Werte als Säulen, die relativen als Kreise mit Bezug auf den Gletschertorwert dargestellt. Durch die Aufnahme bereits im Kanal sedimentierter Schwebstofffracht können bei Mittelwasser Werte > 100 % auftreten.

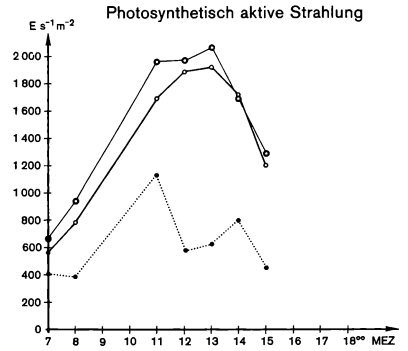
Um die Mittagszeit wies die Bineri-Wasserleite bei Niedrigwasser verglichen mit den Gletschertorwerten einen deutlichen Rückgang der Schwebstofffracht auf.
Die relativ hohe Abnahme der Schwebstoffe am Standort III resultiert aus der verstärkten Ablagerung in einem kleinen Sedimentationsbecken. Mit zunehmender Wasserführung steigt bei 'Mittelwasser' die Schwebstofffracht erheblich an. Das aufgewirbelte und mitgerissene Material bewirkt, daß der Schwebstoffanteil von 81 % (bezogen auf das Gletschertormittel) an der Bachabzweigung Werte von bis zu 160 % (bzw. von 126 % im Mittel) des Ausgangswertes erreicht.

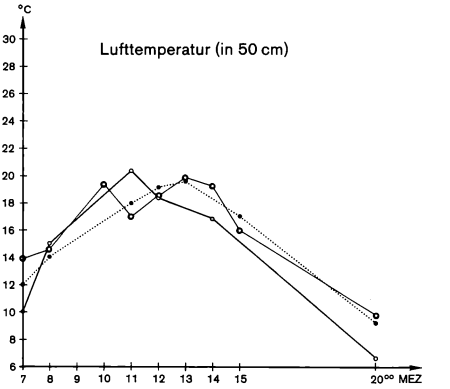
Auf dem Talgegenhang liegt indessen eine völlig andersgeartete Situation vor: Dort stammt das Wässerwasser aus einem Stausee des Elektrizitätswerkes, wodurch der Schwebstoffanteil im Mittel nur bei 33 mg/l bzw. 1.2 % des Gletschertorwertes liegt. Der auffallende Anstieg von pH-Wert und Leitfähigkeit beruht wahrscheinlich auf organischen Befrachtungen des Wässerwassers. Aus dem hohen Schwebstoffanteil des Gletscherwassers resultieren nachhaltige Veränderungen der edaphischen Standortsbedingungen auf den Wässerwiesen.

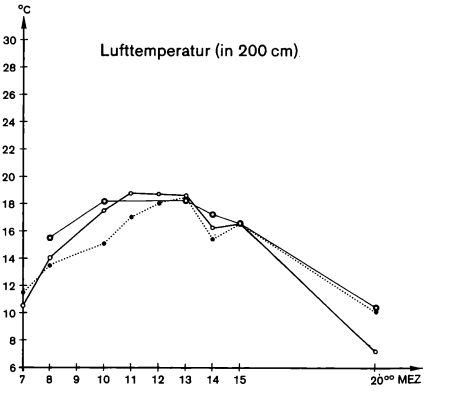
Bodenprofile im landwirtschaftlich genutzten Gebiet um Simplon-Dorf belegen mit bewässerungsbedingten Ablagerungen von bis zu 150 cm das Ausmaß dieser lang andauernden Wiesenberieselung. Wie LINIGER (1983, S. 101) nachweisen konnte, besitzen derartige tiefgründige Böden eine hohe Speicherfähigkeit für Nährstoffe und pflanzenverfügbares Wasser, wodurch die Kationenaustauschkapazität nachhaltig erhöht wird. Die große Bedeutung des Schweb-











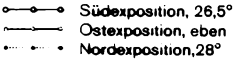
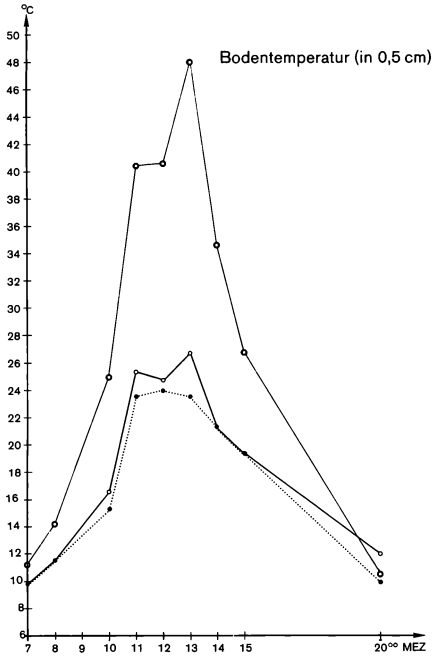
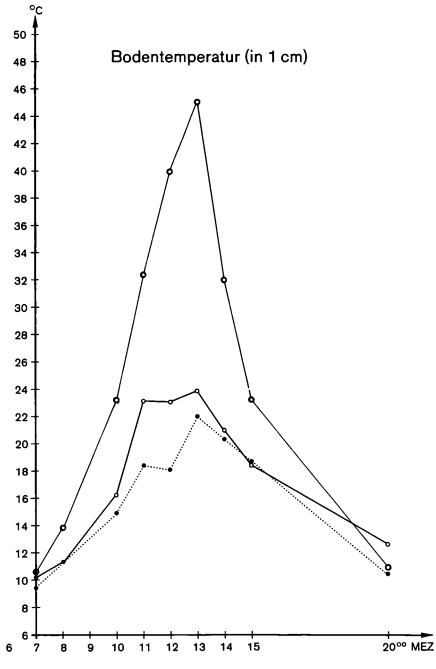
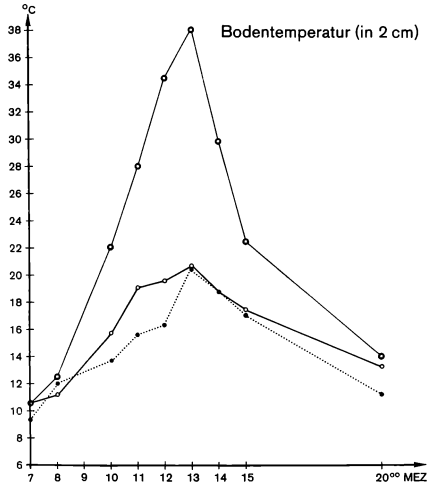
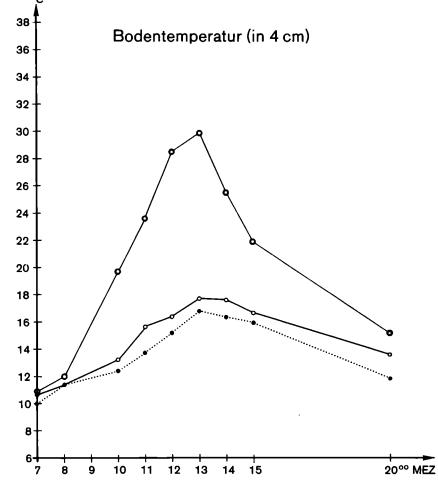


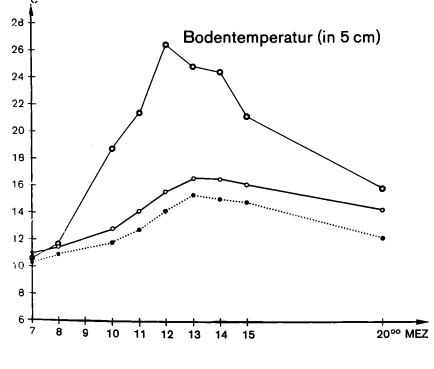
Abb. 3: Strahlung (global und photosynthetisch aktiv) Luft- (5, 50, 200 cm) und Bodentemperatur (0.5, 1, 2, 4, 5, 10 cm) im Tagesgang
17.8.1984; Standort B: Nördl. Bine (Simplon-Dorf) 1600 - 1610 m ü.d.M.

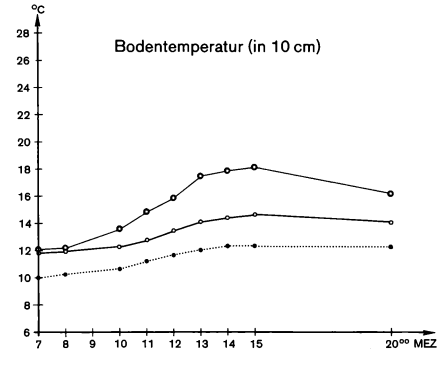

°C
Bodentemperatur (in 0,5 cm)
7 8 9 10 11 12 13 14 15 20°° MEZ


°C
Bodentemperatur (in 1 cm)
7 8 9 10 11 12 13 14 15 20°° MEZ


°C
Bodentemperatur (in 2 cm)
7 8 9 10 11 12 13 14 15 20°° MEZ


°C
Bodentemperatur (in 4 cm)
7 8 9 10 11 12 13 14 15 20°° MEZ


°C
Bodentemperatur (in 5 cm)
7 8 9 10 11 12 13 14 15 20°° MEZ


°C
Bodentemperatur (in 10 cm)
7 8 9 10 11 12 13 14 15 20°° MEZ

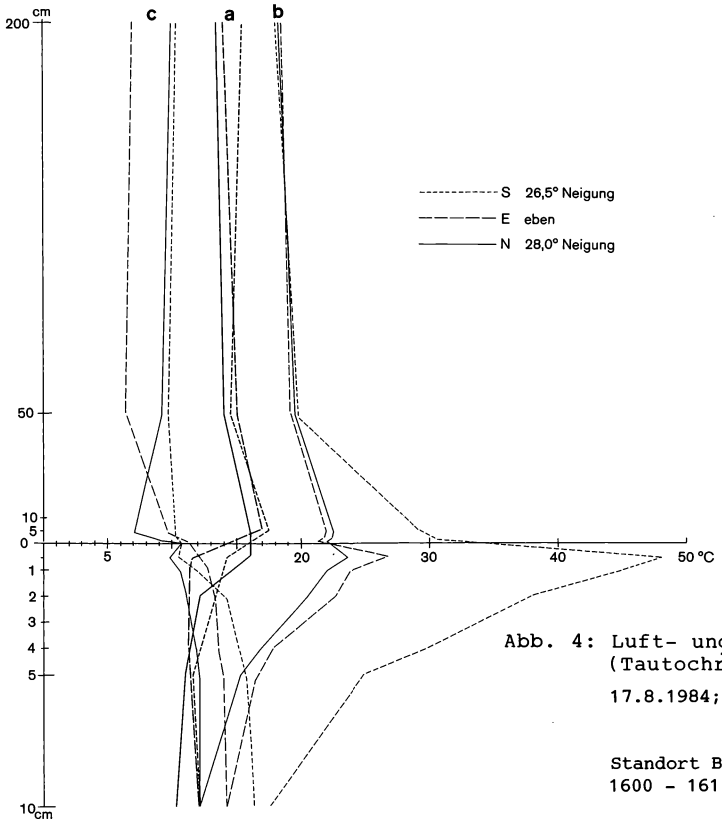
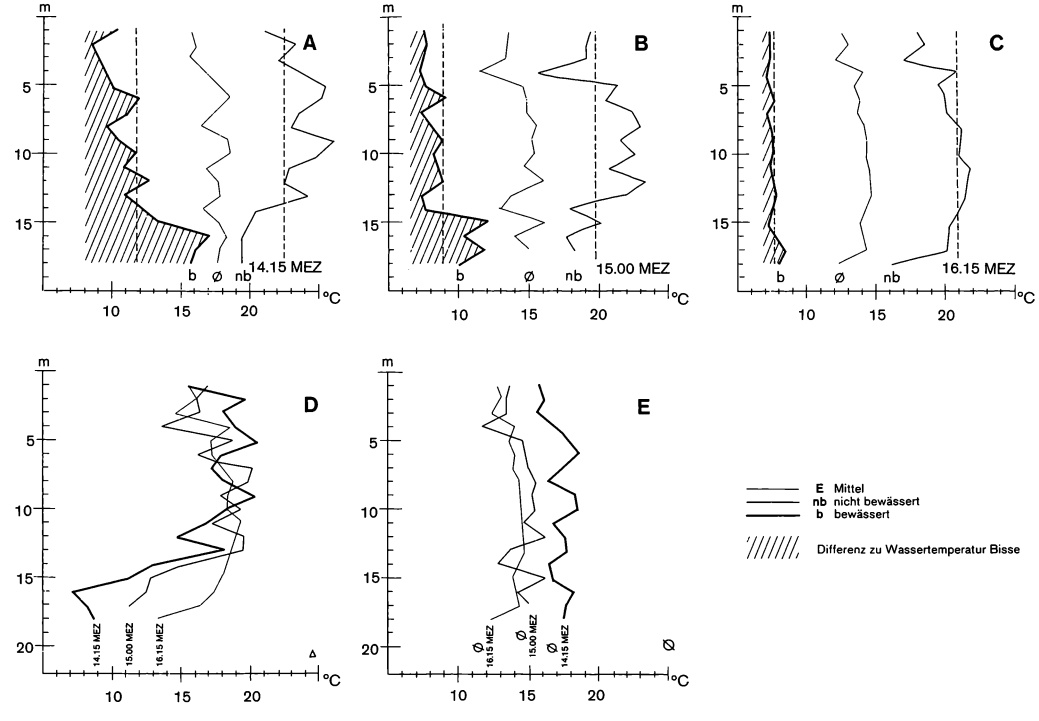


Abb. 4: Luft- und Bodentemperaturen (Tautochronen)

17.8.1984; 08.00 MEZ a
13.00 MEZ b
20.00 MEZ c
Standort B: Nördl. Bine (Simplon-Dorf)
1600 - 1610 m ü.d.M.



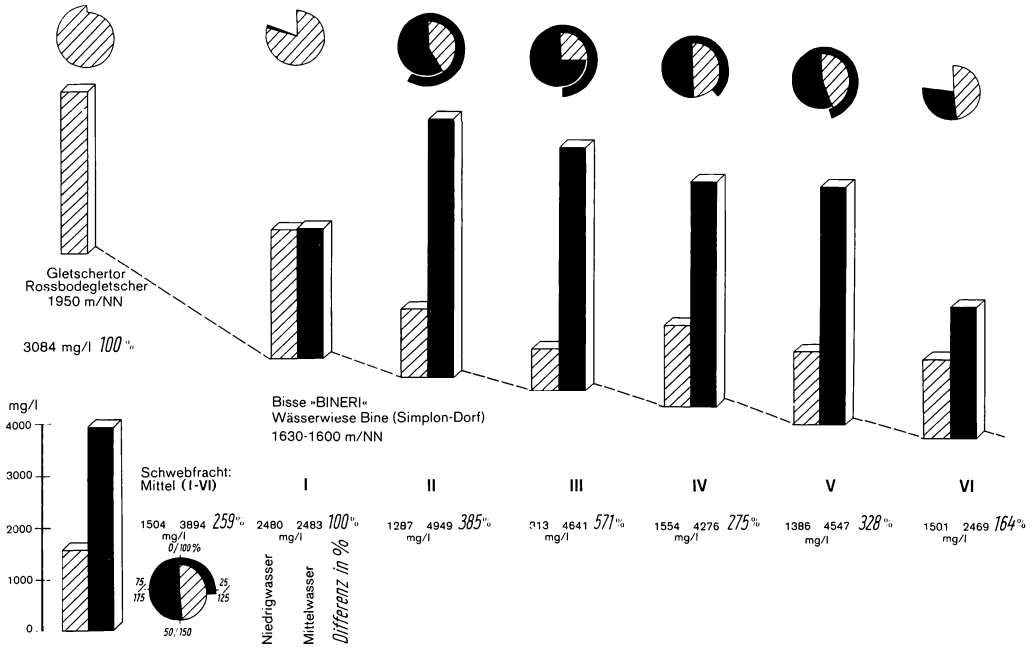


Abb. 6: Schwebstofffracht Bisse 'BINERI' (Simplon-Dorf)

19.8.1984

Niedrigwasser 14.00 - 14.15 MEZ

Mittelwasser 14.40 - 14.55 MEZ

Tab. 2: Schwebstofffracht (SF), pH und Leitfähigkeit (LF) der Bisse BINERI (Simplon-Dorf)
(19.8.84 bei Niedrig- und Mittelwasser)

Zeit		14.00 - 14.15 Uhr Niedrigwasser [NW]			14.40 - 14.55 Uhr Mittelwasser [MW]			Differenz			Schwebstoffanteil bezogen auf Gletschertormittel (3084 mg/l) [%]		
Vorfluter	Probe	SF (mg/l)	pH	LF (µS)	SF (mg/l)	pH	LF (µS)	SF (mg/l)	pH	LF (µS)	NW	MW	Δ
Gletschertor	1	2796	6.8	3.5									
	2	2829	6.9	3.5									
	3	3628	6.8	3.4									
	Ø	3084	6.8	3.5									
Gletscherbach	I	2480	7.1	4.2	2483	7	4.1	100	-0.1	-0.1	80	81	1
	II	1287	6.9	4.3	4949	7	4.2	385	+0.1	-0.1	42	160	118
	III	813	6.9	4.3	4641	7	4.2	571	+0.1	-0.1	26	150	124
	IV	1554	6.8	4.2	4276	6.8	4.2	275	-	-	50	139	89
	V	1386	6.9	4.3	4547	6.9	4.2	328	-	-0.1	45	147	102
	VI	1501	6.5	4.8	2469	6.9	4.3	164	+0.4	-0.5	49	80	31
	Ø	1504	6.9	4.4	3894	6.9	4.2	259	-	-0.2	49	126	77
Seebecken	19	27	7.5	7.3									
	20	14	7.6	14.7									
	21	59	7.9	16.7									
	Ø	33	7.7	12.9									

Abb. 5: Bodentemperaturen in 5 cm Tiefe bei bewässerter und nicht bewässerter Fläche

Standort B: Nördl. Bine (Simplon-Dorf) 1600 - 1610 m ü.d.M.
S-Exposition, 26.5°

17.8.84
A 14.15 MEZ
B 15.00 MEZ
C 16.15 MEZ
D Differenz: nicht bewässert/bewässert

stoffgehaltes von Wässerwasser für die Böden geht bereits aus jener Arbeit hervor. Danach weist der Aletschgletscher z. B. bei einer hochsommerlichen Abflußmenge von 60 m^3/s einen Feststoffgehalt von 330 kg/s auf, wovon 90 % Schwebmaterial ist. Das entspricht einem Schwebstoffanteil (größtenteils Feinsand und Grobschluff) des Gletscherwassers von 5500 mg/l. Analysen der Schwebstoffbilanz in Ried und Bitsch (Wallis) ergaben bei Gehalten von 700 - 800 mg/l bzw. von 400 mg/l einen Eintrag von 74 bzw. 60 g/m^2, dem ein Austrag von nur 5 bzw. 4 g gegenüberstand (LINIGER 1983, S. 77 und 84). Die gute Wasser- und Nährstoffversorgung der berieselten Bergwiesen sichert eine hohe ober- und unterirdische biologische Produktivität.

3.3 Oberirdische Pflanzenproduktivität unbewässerter, berieselter und beregneter Wiesen

Ein aus der Sicht des Bergbauern zentrales Kriterium für die Beurteilung von Bewässerungsmaßnahmen ist die ökonomische Seite, wozu sich als ein aussagekräftiger Parameter die vergleichende Analyse der oberirdischen Pflanzenproduktivität unbewässerter und bewässerter Wiesenparzellen anbietet. Aus den vorliegenden Versuchsergebnissen lassen sich folgende Tendenzen an den drei Standortstypen ablesen (Abb. 7 und Tab. 3).

3.3.1 Standortstyp A

- Durch Berieselung wird der Rohproteinanteil im Vergleich zu nicht bewässerten Wiesen angehoben (s. Tab. 3: A_1-A_4/A_5). Dabei wirken sich Expositionsunterschiede zwischen Sonn- und Schattlagen (z. B. SSW und NNO) nach den vorliegenden Analysen nur gering aus (s. Tab. 3: A_1/A_3).
- Dagegen zeigt sich bei einem Vergleich der SO-exponierten Standorte, daß diese bei Berieselung über den höchsten Rohproteinanteil und die größte Trockenmasse verfügen (Tab. 3: A_2 und A_4/A_5). Das Rohprotein wird auf SO-exponierter Lage bei Bewässerung um 80 % und die Trockenmasse (TM) um ca. 30 % gesteigert (Tab. 3: A_2 und A_4/A_5). Die TM ist am SSW-exponierten Standort um 20 % höher als in NNO-exponierter Lage (Tab. 3: A_1/A_3).
- Ein Vergleich mit dem nicht berieselten steilen SO-exponierten Standort zeigt, daß der Rohproteingehalt von den übrigen Versuchsflächen zu allen Zeitpunkten übertroffen wird. Dagegen weist dieser nicht bewässerte Standort eindeutig den höchsten TM-Anteil bezogen auf das Frischgewicht (FG) auf (Tab. 3: A_5).
- Am 28.9.1983 (a) ist die TM am Schatthang am geringsten. Es ergibt sich eine Steigerung von NNO_{be} : SO_{be} (flach): SO_{be} (steil). Die größte Trockenmassenproduktion und der höchste Proteingehalt liegen am steilen berieselten SO-exponierten Wiesenstandort.

3.3.2 Standortstyp B

- Zu den drei Erntezeitpunkten übertrifft die TM auf dem nicht bewässerten Sonnhang die des Schatthanges (Tab. 3: B_1/B_3). Der Unterschied beträgt im Mittel rund 70 %, während der mittlere Rohproteingehalt nur geringfügig abweicht.
- Die TM-Werte der bewässerten Muldenlage liegen dagegen im Juli 1984 zum Teil deutlich unter denen der nicht bewässerten Standorte (Tab. 3: B_2/B_1 und B_3). Das hängt mit der in diesem Jahr durch die erst spät erfolgte Ausaperung stark verkürzten Vegetationsperiode zusammen. Dagegen lassen die Vorjahreswerte (a) die zu erwartende Steigerung von N_{nb} nach S_{nb} zur $Mulde_{be}$ hin erkennen (Tab. 3: $B_3/B_1/B_2$).
- Bei offenbar ganzjährig ausreichender Bodenfeuchte schattseitiger Wiesen wird - unter Berücksichtigung der Ausaperungsverhältnisse (zwischen Mai und Juni) - durch eine Berieselung die Pflanzenproduktion nicht erhöht (Tab. 3: A_3/B_3).

3.3.3 Standortstyp C

Abschließend sollen die Produktivitätswerte berieselter und beregneter Wiesen in Ortsrandlage mit einer nicht bewässerten Wiese verglichen werden. Dabei ist zu berücksichtigen, daß durch die Beregnung in erster Linie eine gleichmäßigere Wasserverteilung erreicht wird (s. Kap. 4). Die Menge der einzelnen Wassergaben bleibt gleich.

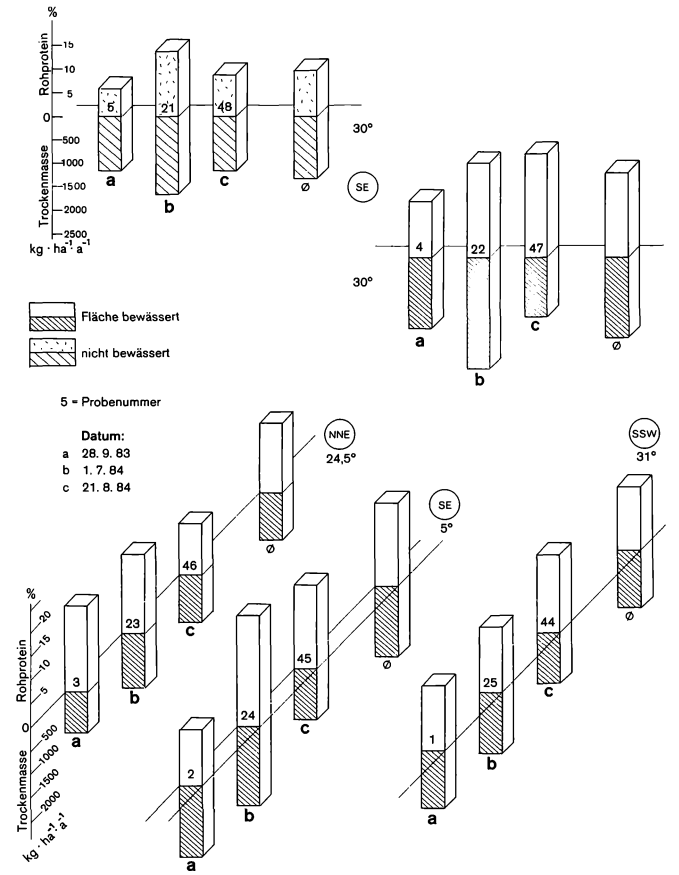


Abb. 7a: Primärproduktion: Rohprotein und Trockenmasse
Standort A: Westl. Bine (Simplon-Dorf)
1600 - 1620 m ü.d.M.

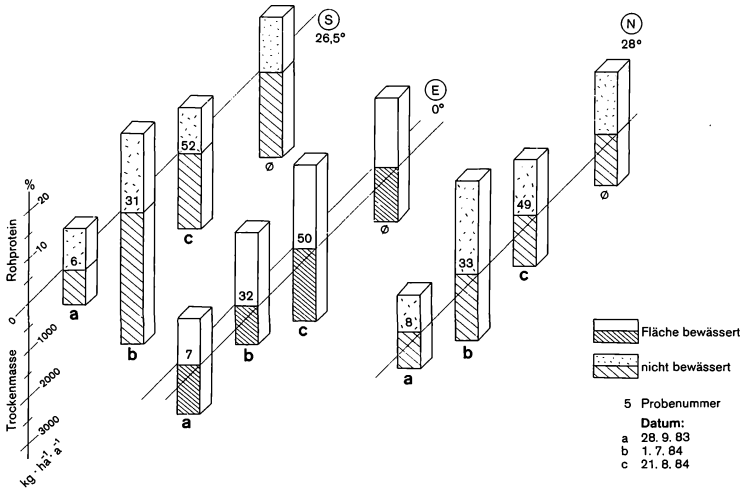


Abb. 7b: Primärproduktion: Rohprotein und Trockenmasse
Standort B: Nördl. Bine (Simplon-Dorf)
1600 - 1610 m ü.d.M.

Tab. 3: Nettoprimärproduktion von drei Standortstypen montan-subalpiner Wiesen im schweizerischen Simplon-Gebiet
(mit traditioneller Berieselung, Beregnung sowie ohne Bewässerung)

andortstyp Exposition/ Hangneigung	Bewässerung	Zeit	Probe Nr.	Frischgew./ Probefläche (g)	Frischgew. (dz/ha·a)	Trockenmasse Probefläche (g)	Trockenmasse (kg/ha.a)	TM in % FG	Rohprotein (%)
SSW 31°	be	a)	1	100	62.5	19.1	1194	19	14
		b)	25	260	162.5	21.1	1319	8	14
		c)	44	63	39.4	17.1	1060	27	17
SO 5°	be	a)	2	105	65.6	23.6	1475	23	12
		b)	24	180	112.5	26.3	1475	15	24
		c)	45	84	52.5	21.3	1331	25	18
NNO 24.5°	be	a)	3	50	31.2	13.5	844	27	16
		b)	23	180	112.5	18.2	1138	10	17
		c)	46	60	37.5	15.9	994	27	11
SO 30°	be	a)	4	102	63.8	24.5	1531	24	12
		b)	22	440	275	37.5	2344	9	20
		c)	47	96	60	20	1250	21	22
SO 30°	nb	a)	5	40	25	18.5	1156	46	6
		b)	21	130	81.2	26.4	1650	20	14
		c)	48	46	28.8	18.2	1138	40	9
S 26.5°	nb	a)	6	40	25	15.9	994	40	9
		b)	31	260	162.5	45.8	2831	17	17
		c)	52	68	42.5	26.1	1631	38	10
flach 0°	be	a)	7	68	42.5	17.1	1069	25	10
		b)	32	70	43.8	12.8	800	18	16
		c)	50	128	80	24.8	1550	19	18
N 28°	nb	a)	8	45	28.1	12.3	769	27	8
		b)	33	130	81.3	22.8	1425	18	20
		c)	49	62	38.8	17.2	1075	28	12
SO	nb	c)	41	46	28.8	9.2	575	20	14
37°	be	c)	42	126	78.8	33.9	2119	27	16
SSO 40°	br	c)	40	144	90	28.9	1806	20	15
flach 0°	br	c)	43	140	87.5	38.6	2413	28	14

wässerung: be = berieselt
br = beregnet
nb = nicht bewässert

Zeit: a) 28.9.83
b) 1.7.84
c) 21.8.84

- Der deutlich niedrigste Wert liegt auf dem nicht bewässerten SO-exponierten Hang (Tab. 3: C_1).
- Der benachbarte berieselte, gleich steile Hangstandort weist dagegen eine dreifache TM-Produktion bei nur geringer Erhöhung des Rohproteinanteils auf (Tab. 3: C_2).
- In steiler SSO-Exposition wird bei Beregnung nicht der TM-Wert des berieselten Standortes erreicht (Tab. 3: C_3).
- Dagegen steigt am flachen beregneten Wiesenstandort der TM-Wert an und übertrifft den des berieselten SO-exponierten Hangstandortes (Tab. 3: C_4).

4. Ökologische und ökonomische Aspekte der beiden Bewässerungsarten

4.1 Vor- und Nachteile von Berieselung und Beregnung

Erwartungsgemäß sind zur Zeit noch keine abschließenden Aussagen über die unterschiedliche Wirksamkeit beider Bewässerungsarten auf die Produktivität der Bergwiesen möglich. Dennoch lassen sich bereits jetzt für das Simplongebiet zahlreiche Vor- und Nachteile beider Bewässerungssysteme aufzeigen (Tab. 4).

4.2 Wertung und Ausblick

Eine intensive Bewirtschaftung der sonnseitigen Wiesen um Simplon-Dorf ist aus klimatischen Gründen ohne Bewässerung nicht denkbar. Das seit Jahr-

Tab. 4: Vor- und Nachteile von Berieselung und Beregnung von montan-subalpinen Wiesen

VORTEILE DER BERIESELUNG

- bewährte eingespielte Strukturen, die rechtlich fixiert sind
- großflächig mögliche kostenextensive Bewässerung unter Anpassung an die örtlichen, kleinräumlichen Reliefbedingungen
- Vorhandensein eines umfangreichen intakten Kanalsystems, das fast alle - auch die peripher gelegenen - Wiesenflächen erreicht
- natürlicher Nährstoffeintrag
- physikalische Verbesserung der Böden
- Schaffung floristischer und faunistischer Sondertstandorte mit einer Vergrößerung des Artenspektrums
- Kanalsystem als gut eingefügter landschaftsintegrativer Bestandteil
- Verwendungsmöglichkeit des Kanalsystems zum Mistausschwemmen

NACHTEILE DER BERIESELUNG

- arbeits- und zeitintensiv im Rahmen der Bewässerung und des Unterhalts vom Kanalsystem
- relativ ungleichmäßige Bewässerung in Abhängigkeit vom Mikrorelief
- zeitweilig keine optimale Wassernutzung bei Oberflächenabfluß
- möglicher Wasserverlust in den Kanälen durch Maulwurfstätigkeit
- zeitgebundene Bewässerungszyklen
- intaktes Genossenschaftssystem ist Voraussetzung
- durch notwendige zahlreiche Zupachten mit festgelegten Kehrzeiten schwer zu koordinierende Wässerzeiten und Instandsetzungsarbeiten durch Zugehörigkeit zu mehreren Genossenschaften

VORTEILE DER BEREGNUNG

- gleichmäßiger, regulierbarer Wassereintrag bei flacher Lage
- geringerer Wasserverbrauch als bei Berieselung
- anfängliche Steigerung der Produktionsraten

NACHTEILE DER BEREGNUNG

- hohe Kostenintensität
- fehlende natürliche Düngergaben
- verstärkte kostenträchtige Düngereinbringung
- Verwendung des schwebstoffreichen Gletscherwassers nur bei Filterung möglich (dann schwebstofffrei)
- Beregnung an steilen Lagen nicht oder nur ungenügend möglich
- Windwirkung beeinträchtigt gleichmäßige Wasserverteilung
- faunistische und floristische Sonderstandorte entfallen
- relativ hohe Arbeitsintensität bei Verlegung des Rohrsystems sowie durch Auf- und Abbau der Beregner erforderlich
- reliefbedingter hoher Bedarf an Rohrleitungen, Regnern und Absatzbecken
- starke visuelle Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch die notwendigen Installationen
- Verlust gewachsener kommunikativer Strukturen bei Auflösung der traditionellen Genossenschaften

tausenden mit Erfolg praktizierte System der Berieselung hat ökologische und ökonomische Auswirkungen auf die Kulturlandschaft. Die mit Gletscherwasser berieselten und mit Mineralstoffen angereicherten Flächen weisen gegenüber den nicht bewässerten Wiesen starke mikro- und bodenklimatische Differenzierungen auf, verfügen bereits visuell über einen reicheren floristischen Aspekt und erbringen - durch deutliche Differenzierungen von Produktivitätsraten und Inhaltsstoffen - wesentlich höhere Erträge.

Die in jüngster Zeit erfolgten Änderungen in der Betriebsstruktur der landwirtschaftlichen Güter verstärkten die Tendenz, das Berieselungsauf ein Beregnungssystem umzustellen. Da das System der Berieselung noch weitestgehend intakt ist und ihm somit außer dem die Bodengüte verbessernden Aspekt auch eine historisch-archivalische Bedeutung zukommt, müssen die Auswirkungen genau studiert sowie Vor- und Nachteile detailliert abgewogen werden.

Beregnungsanlagen gewährleisten eine gleichmäßige flächendeckende und optimale Wasserverteilung und ermöglichen dadurch eine anfängliche Ertragssteigerung, z. B. im Schnalstal um 20 bis 25 % (WERNER 1969). In einem kleinkammerigen Gebiet sind dafür allerdings sehr viele Beregner erforderlich, deren Installation kosten- und arbeitsintensiv ist. Die Steilheit des Geländes und die intensive Windwirkung beeinträchtigen jedoch eine gleichmäßige Wasserverteilung sehr stark.

Die entfallende natürliche, reiche Mineralstoffzufuhr durch die Schwebstoffe des Wässerwassers würde langfristig zu Ertragseinbußen führen, sofern nicht ein Ausgleich durch verstärkte künstliche Düngung geschaffen würde. Die Amortisation der kostenintensiven Beregnungsanlagen verlangt eine Ertragssteigerung, die durch verstärkten Düngereinsatz erreicht werden kann. Durch die damit bewirkten floristischen und pedologischen Veränderungen sowie die erhöhte Schadstoffbelastung des abfließenden Wassers erscheint dies ökologisch jedoch bedenklich.

Im relativ steilen und stark gegliederten Relief um Simplon-Dorf müßten außerordentlich viele Installationen für die Beregnungsanlagen (Rohrleitungen, Beregner, Absatzbecken) errichtet werden. Dies hätte sehr hohe Kosten und eine starke visuelle Beeinträchtigung der Landschaft zur Folge. Die Kanäle der Bisse könnten nur zum kleineren Teil für die Rohrleitungen benützt werden, da auf Grund der Geländebeschaffenheit und der Verwendung von schluffreichem Gletscherwasser, das gefiltert werden müßte, zahlreiche Absatzbecken zu errichten wären. Eine optimale Wassernutzung würde wahrscheinlich eine grundlegende Melioration der Besitz- und Pachtparzellen bedingen. Zusammen mit den traditionellen Wasseransprüchen und Unterhaltspflichten wäre damit ein umfassender Problemkomplex rechtlicher und finanzieller Fragen zu lösen.

Durch den Einsatz der Beregner und zusätzlichem arbeitsintensiven Düngereintrag werden zwar optimale Voraussetzungen für hohe Produktionsraten geschaffen, doch ist die Installation eines umfassenden Rohrleitungssystems im ortsfernen Gelände sehr arbeits-, zeit- und kostenintensiv. Hier läßt sich wohl auch weiterhin eine großflächige, kostenextensive Bewässerung nur über das traditionelle Wasserleitungssystem bewerkstelligen. Dessen Funktionstüchtigkeit wird aber in Frage gestellt, sobald die ersten Mitglieder der Genossenschaften ihren Instandsetzungspflichten nicht mehr nachkommen, weil sie bereits über Beregnungsmaßnahmen den Futterbedarf decken können. Spätestens zu diesem Zeitpunkt wird das seit Jahrtausenden praktizierte komplizierte Genossenschaftssystem die ersten ernsthaften Risse aufweisen und in seiner Existenz bedroht sein.

Literatur

LINIGER H.P., 1983: Veränderung des Bodens im Aletschgebiet (VS) durch die traditionelle Wiesenbewässerung. Diplomarb. Geogr. Inst. Univ. Bern: 149 S.

LOOSE R., 1976: Siedlungsgenese des oberen Vintschgaus. - Schichten und Elemente des Theresianischen Siedlungsgefüges einer Südtiroler Passregion. Forsch. Dt. Landesk. 208: 247 S.

MILNER C., HUGES R.E., 1968: Methods for the measurement of the primary production of grassland. IBP Handbook 6: 70 p.

MÜLLER H.-N., 1980: Jahrringwachstum und Klimafaktoren. Angew. Pflanzensoz. (Wien) 25: 80 S.

MÜLLER H.-N., 1984: Spätglaziale Gletscherschwankungen in den westlichen Schweizeralpen (Simplon-Süd und Val de Nendaz) und im nordisländischen Tröllaskagi-Gebirge (Skidadalur). Diss. Univ. Zürich: 205 S.

RÜDISÜHLI K., 1970: Studien zur Kulturgeographie des unteren Goms (Wallis): Bellwald, Fiesch, Fieschertal. - Basler Beitr. Geogr. 13: 150 S.

WERNER K.-H., 1969: Die Almwirtschaft des Schnalstales. Veröff. Univ. Innsbruck 20: 300 S.

WICK K., 1979: Aktueller Kulturlandschaftswandel der subalpinen und alpinen Stufe (Analyse fünf regionaler Beispiele aus den Schweizer Alpen). - Diss. Univ Zürich: 144 S.

Adresse:

Dr. M. Meurer
DDr. H.-N. Müller
Geographisches Institut Justus-Liebig-Universität
Senckenbergstr. 1

D-6300 Gießen

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Integrierte Bewertung von Umwelteinwirkungen in Bayern, dargestellt am Problemkreis Artenschutz

Karl Pfeiffer

S y n o p s i s

In the application of research results in nature and environment protection, problems of valuation rise from the difficulties in quantifying processes in ecosystems and from the diversity of causes of effects on beocoenoses. The problem of valuation can be solved either by methods of systems analysis, or by what may becalled a "Wirkungskataster" (combined registers/maps of environment effects), the relevancy of the latter, however, being limited by partial incompleteness of the data and by the lack of systematic investigations referring to the sequence of processes. Illustrated by a number of mappings, approaches to the connection and valuation of data, in the sense of a 'Wirkungskataster', are shown and discussed.

Application, Bavaria, nature conservation, quantifiability, valuation.

1. Problemstellung

Bei der Umsetzung der Belange von Natur- und Umweltschutz gegenüber Einwirkungen von außen nimmt der Artenschutz eine Schlüsselrolle ein. Störungen von Funktionsabläufen in Ökosystemen spiegeln sich zu allererst durch Veränderungen im Artenbestand (Diversität, Abundanz) wider; ihm kommt eine wichtige Zeigerfunktion zu.

Für die in diesem Zusammenhang auf Politik und Verwaltung zukommenden Abwägungsprozesse ist es unabdingbar, sich nicht nur auf qualifizierende (wie meist in der Vergangenheit), sondern auch auf quantifizierende Aussagen stützen zu können. Ethische Überlegungen allein reichen für die Naturschutzdiskussion nicht mehr aus.

In dieses Spannungsfeld sieht sich eine Naturschutzfachbehörde wie das Bayer. Landesamt für Umweltschutz fortlaufend gestellt.

Folgende Probleme eröffnen sich:
- Strukturen und Abläufe in Ökosystemen lassen sich zwar begrifflich gut verdeutlichen - es sei an die bekannten Funktionsmodelle erinnert -, kaum möglich ist jedoch, diese umfassend zu quantifizieren, da sie sich in multifaktoriellen und mehrdimensionalen Systemen vollziehen (ODUM, REICHHOLF 1980; STUGREN 1974).
- Einwirkungen auf Lebensgemeinschaften haben sehr unterschiedliche Ursachen

natürlich endogene	(z. B. durch Evolution, Abundanzschwankungen nach Änderung des Räuber-Beuteverhältnisses),
natürlich exogene	(z. B. geologische Abläufe, Klimageschehen, Naturereignisse wie Brand usw.)
anthropogene	(z. B. Veränderung von Landschaftsstrukturen, Nutzung natürlicher Ressourcen, Chemikalieneintrag)

Es darf also nicht verwundern, daß die bisher in der Ökologie entwickelten Bewertungsverfahren sich überwiegend auf kybernetische Methoden stützen. Praktisch anwendbare Modelle für eine 'Berechnung' von in Ökosystemen ablaufenden Prozessen im Sinne der exakten Naturwissenschaften stehen bisland nicht zur Verfügung (DORNIER 1981).

2. Methodische Möglichkeiten der Bewertung

Bei den auf statistischen Verfahren gestützten Bewertungen ist neben einer statischen Feststellung von Sachverhalten und ihrer Verknüpfung in einer zweidimensionalen Betrachtung der Faktor Zeit als weitere Dimension von Bedeutung (einzuführen mittels zeitlich versetzter Erhebungen, retrospektiver historischer Untersuchungen u. dgl.). Statistisch gewonnene Bewertungen sind nach verschiedenen Methoden denkbar:

- als systemanalytische Bewertungen,
  bei der die einzelnen Parameter vor Aggregierung einer empirischen Punktebewertung unterzogen werden, abgestellt jeweils auf Rastereinheiten (wie ökologische Bewertung nach Methode Dornier)(DORNIER 1981), bei der Daten großer Zahl erhoben werden, jeweils ausgerichtet auf Nutzungseinheiten (wie Modelluntersuchung Ingolstadt).
- als Wirkungskataster im weiten Sinn:
  sie wurden im wesentlichen im Zusammenhang mit dem Eintrag von Chemikalien entwickelt. Sie sind jedoch auch als Beurteilungsgrundlagen für sonstige Wirkungen auf den Naturhaushalt denkbar unter Berücksichtigung von Entwicklungstrends in Biozönosen oder in Artenbeständen (Beispiel: langjährige, landesweite Beobachtungsreihen an ausgewählten Insektenarten in Großbritannien - TAYLOR et al. 1978).
  Die Gewinnung der Daten kann nach verschiedenen Methoden (fixe Meßpunkte, Rastersystem, repräsentative Beobachtungsflächen) erfolgen (KAULE et al. 1979), wobei eine Beschränkung auf Indikatorarten grundsätzlich möglich ist. Zu unterscheiden ist zwischen repräsentativen (Vorkommens-, Vitalitätsnachweis etc.) und unmittelbaren (Kontamination) Indikatorfunktionen. Aus diesen bestimmt sich die Wahl der zu beobachtenden Arten. Als Repräsentativindikatoren eignen sich vor allem seltene Arten wegen meist hoher Lebensraumansprüche. Für die unmittelbare Indikation sind häufig und großflächig verbreitete Arten dagegen sinnvoller, allein schon aus Artenschutzgründen (PLACHTER 1980, 1983).

  Untersuchungen müssen sich grundsätzlich auf beide Indikationsmethoden gleichzeitig stützen, da andernfalls keine aussagekräftigen Ergebnisse zu erwarten sind; sie müssen außerdem langfristig angelegt sein im Sinne eines Monitoring.

Praktische Probleme bestehen bei jeder der genannten Bewertungsmethoden:

- das Datenmaterial ist noch zu heterogen und lückenhaft; ersatzweise muß auf empirische Beurteilungen zurückgegriffen werden.
- aus dem Zeitablauf sich ergebende Entwicklungstatbestände lassen sich nicht ausreichend berücksichtigen.

Am ehesten kann diesen mit Hilfe des Wirkungskatasters begegnet werden, da es flexibel anwendbar, zu jedem Zeitpunkt - wenn auch mit geringerer Aussagekraft - nutzbar ist und sich laufend vervollständigen läßt. An offenen Fragen bestehen auch hier:

- der in Fläche umsetzbare ökologische Wissensstand, insbesondere im zoologischen Bereich, ist verbesserungsbedürftig (PLACHTER 1983, HEYDEMANN 1980);
- Kenntnisse über geeignete Indikatorarten müssen noch gewonnen werden;
- eine wesentliche Steigerung des Aufwandes für repräsentative Analysen von Biozönosen über größere Gebiete (z. B. landesweit) ist notwendig.

Diese Defizite sind allein schon deshalb mit Vorrang abzubauen, damit nicht fachlich ungesicherte Analysen zu Fehlinterpretationen führen und normierende Wirkungen auf das Handeln in Politik und Verwaltung ausüben (Negativbeispiel ist die Diskussion über die Walderkrankungen mit wechselnden Erklärungshypothesen und ihre Rückwirkungen auf das öffentliche Handeln - REHFUESS, RODENKIRCHEN 1984).

Insgesamt dürften die Vorteile eines pragmatischen, nicht an Matrizes gebundenen Bewertungsverfahrens jedoch erheblich überwiegen.

3. Anwendungsmöglichkeiten von Grundlagenuntersuchungen

3.1 Vorhandene Grundlagenerhebungen in Bayern

- Als Basis ist die Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern zu nennen, begonnen 1973, weitergeführt 1975 im Alpenraum, nunmehr wiederholt mit erheblich höherer Intensität (bisher 15 000 + 6 000 Objekte erfaßt) (KAULE et al. 1979);

- als weitere Bausteine kommen hinzu:
  Kartierung der Auwälder und ihrer schutzwürdigen Bereiche, Weinbergskartierung und Seeuferkartierung;

- als zusätzliche Informationen kommen Erhebungen über Nutzungsstrukturen und ihre Intensitätsgrade (Wald-Feld Verteilung usw.) aus sonstigen Fachplanungen (Regionalplanung, Agrarleitplanung) hinzu.

Alle Ergebnisse werden in der Landschaftsdatenbank und im interaktiven graphischen System (IGS) des Rechenzentrums Umwelt gespeichert; damit sind kartographische, graphische und

rechnerische Darstellungen und Verknüpfungen möglich. Mittels thematischer Auswertungen lassen sich u. a. Grad der Naturnähe definierter Räume, Anteile geeigneter, für die Erhaltung von Biozönosen oder Arten bedeutsamer Rückzugsbereiche ermitteln (PANZER, PLACHTER 1983).

- Als weitere Parameter, sind in diesem Zusammenhang Wirkfeststellungen durch Bioindikatornetze zu nennen (Kontamination von Fichten durch S, F; Kontamination von epiphytischen Moosen durch Schwermetalle, Chlorkohlenwasserstoffe oder polyzyklische Aromate; Säuregehalt der Niederschläge einschließlich sonstiger Deposition, Wirkung auf Materialien) (RUDOLPH 1983, PFEIFFER, RUDOLPH in Vorb.).

  Diese Untersuchungen erfolgen flächendeckend seit 1977, wobei sie durch Hinzunahme weiterer Kompartimente laufend verdichtet wurden. Eine zusätzliche Verbesserung soll die Einrichtung des Klonfichten-Bioindikatornetzes 1984/85 erbringen, das neben einer erweiterten Akkumulationsindikation (S, F, Schwermetalle, Nährstoffe), biometrische Erhebungen (Nadelgewicht, Zahl der Nadeljahrgänge, Wachstum) und auch physiologische Untersuchungen ermöglichen soll (ELLENBERG 1981, SCHEUNERT 1981, RUDOLPH 1983, PFEIFFER 1986, PFEIFFER, RUDOLPH in Vorb.).

- Die Gewinnung flächenbezogener Erkenntnisse über den Artenbestand bei Flora und Fauna ist im Aufbau begriffen; zu nennen sind:

  I. Floristische Kartierung Bayerns:
  mit 1.15 Mill. Artnachweisen in 2800 Rasterquadraten der Top. Karte (ehem. Forschungsprojekt der DFG, nunmehr gefördert durch das Bayer. LA für Umweltschutz), erweitert nunmehr um die Wuchsortkartierung ausgewählter Arten (Rote Liste Bayern Stufe 1) (SCHÖNFELDER, in Vorb.)

  II. Brutvogelkartierung Bayerns
  160 000 Artnachweise in 822 Rasterquadraten 10 x 10 km (UTM-Gitter), davon 71 000 ohne Doppelnennungen, dies bedeutet eine durchschnittliche Rasterfrequenz von 86.4 Arten/Quadrat (NITSCHE, PLACHTER 1987)

  III. Regionale Kartierungen für einzelne Tiergruppen (Brutvögel, Amphibien, Libellen mit 96 000 Nachweisen von unterer Isar, mittlerer Donau, Fische) Coburger Land und Raum Tirschenreuth, teilweise in Rasterquadraten von 1 x 1 km, teilweise Streudaten

  IV. Lebensraumkartierungen für ausgewählte Tiergruppen (Amphibien, Reptilien, Fische, Mollusken, Insekten) mit 85 000 Nachweisen von über 10 000 Fundorten (BAYER. LA f. UMWELTSCHUTZ unter Mitwirkung von Spezialisten, nicht publ.)

3.2 Würdigung dieser Erhebungen

Wenngleich das Datenmaterial noch durch sehr unterschiedliche Dichte und durch heterogene Erfassungsmethoden gekennzeichnet ist, kann es schon jetzt zu integrierten Wertungen herangezogen werden. Hierzu einige Beispiele:

- Brutvogelkartierung/Floristische Kartierung - Arten der Roten Liste - in Verbindung mit anderen Fachkartierungen wie Biotopkartierung einschließlich thematischer Wertungskarten (z. B. Hecken, Moore, Fließgewässer), Nutzungsstrukturkarten, Karte der potentiellen natürlichen Vegetation; aus der Verknüpfung ergeben sich Hinweise über Entwicklungsursachen im Bestand gefährdeter Arten, zeichnen sich Schwerpunkträume für Biotopschutzkonzepte ab, lassen sich die Auswirkungen von raumbedeutsamen Eingriffen entsprechend gewichten;

- Brutvogelkartierung - Bewohner bestimmter Lebensräume - in Verbindung mit thematisch eingegrenzten Fachkartierungen, wie Karten zugehöriger Lebensräume aus der Biotopkartierung, Klimakarten, Nutzungsstrukturkarten, Immissionsbelastungskarten, Karten ausgewiesener und geplanter Schutzflächen.
  Durch Überlagerung ergeben sich Hinweise über unterschiedliche Entwicklungen des Artenbestandes trotz gleicher Biotopausstattung, damit eine naturraumgemäße Beurteilung von Biotopstrukturen bei der Geltendmachung von Natur- und Artenschutzbelangen erleichtern, die Beurteilung von Biotopwiederherstellungskonzepten oder von Wiedereinbürgerungsvorhaben unterstützen.

Solche Auswertungen sind kartographisch (Überlagerung), graphisch oder statistisch-rechnerisch (einfache und multiple Regressionsanalysen) denkbar.

An offenen Problemen seien in diesem Zusammenhang u. a. genannt:
- Verhältnis Biotopkartierung - zoologische Artenerfassung: Die Biotopkartierung ist im wesentlichen vegetationskundlich ausgerichtet; Kleinstrukturen, für den zoologischen Artenschutz besonders bedeutsam, sind vernachlässigt, Gesamtlebensräume - über naturnahe, extensiv genutzte Bereiche hinausreichend - sind oft nicht berücksichtigt. - (Beispiele: Amphibien, Vogelarten mit Großlebensräumen.) (KAULE et al. 1979).

- Verhältnis Biotopkartierung - floristische Kartierungen: Eine Integrierung in die Biotopkartierung wird prinzipiell möglich sein, wenn die floristische Kartierung im Sinne einer flächenscharfen Wuchsortkartierung verbessert ist.
- Bioindikation, Wirkfeststellungen: Mit der Bioindikation kann als einem ersten Schritt ein flächiges Bild über die Chemikalienbelastung des Naturhaushaltes gewonnen werden. Einer Verknüpfung mit anderen ökologischen Bewertungskomponenten stehen derzeit noch Schwierigkeiten entgegen, da
  - Toxizitätsgrenzen für langfristige Schadstoffgruppen (hier oft nur als empirische Erfahrungszahlen) vorliegen (KÖNIGER et al. 1975, ELLENBERG 1981, SCHEUNERT 1981).
  - der Anteil der Standortseinflüsse (Boden, Klima) auf Belastungswerte, insbesondere bei anorganischen Stoffen, noch zu wenig geklärt ist. Hier könnten beispielsweise das geplante Bodenschutzkataster ebenso wie das neu eingerichtete Klonfichten-Bioindikatornetz künftig einen Beitrag leisten (PFEIFFER, RUDOLPH in Vorb.).

3.3 Praktische Anwendung

Zusammengefaßt bietet ein solches 'offenes' Bewertungssystem vielfältige Anwendungsmöglichkeiten:
- Ausweisung von artenschutzbedeutsamen Räumen,
- Feststellung von Räumen, in denen Artenbestände besonders rückläufig sind, mit hierfür möglichen Ursachen, (Strukturveränderung, Biotopdichte, Verkehrsdichte, Chemikalienbelastung);
- Grundlage für die Ausarbeitung von Artenschutzprogrammen, für die Erstellung Roter Listen;
- Erstellung eines Biotopschutzkonzeptes; hier zeichnet sich auf Grund thematischer Auswertungen ab, daß auch Rastererfassungen ohne quantitative Nachweise fundierte Hinweise erbringen;
- differenzierte Auswertungen z. B. für einzelne Tiergruppen, wie Amphibien, Feuchtwiesenbrüter usw., zur Erkennung von Schwerpunkten zur Umsetzung von Artenhilfsprogrammen;
- differenzierte Bewertungen als Grundlage für Offensivstrategien des Naturschutzes, wie Wiederherstellung gestörter Landschaftsstrukturen.

Selbstverständlich bedarf es, um ein solches System voll nutzen zu können, noch erheblicher Anstrengungen.

Das Bewertungssystem Wirkungskataster hat noch Schwachstellen, wie aufgezeigt wurde. Die Bemühungen um Verbesserung des Datenbestandes, dies gilt ganz besonders für die Artenkartierung und für die Erhebungen im Bereich der Immissionsökologie, sind erheblich zu verstärken. Finanzielle und personelle Sachzwänge dürfen kein Hinderungsgrund sein; fachliche Überlegungen müssen Vorrang haben. Außerdem stellt das Wirkungskataster eine Daueraufgabe dar, wenn es seinen Wert behalten will.

Literatur

DORNIER-System GmbH, 1981: Handbuch der ökologischen Planung. Bd. 1. Bonn (BMI).

ELLENBERG H., 1981: Greifvögel und Pesitizide, Versuch einer Bilanz für Mitteleuropa. Ökologie der Vögel 3 (Sonderheft).

HEYDEMANN B., 1980: Die Bedeutung der Tier- und Pflanzenarten im Ökosystem und Notwendigkeiten ihres Schutzes. Jb. Naturschutz, Landschaftspfl. ABN 30: 15 -

KAULE G., SCHALLER J., SCHOBER M., 1979: Auswertung der Kartierung schutzwürdiger Biotope in Bayern - außeralpines Bayern. Schriftenr. Schutzwürdige Biotope (Bayer. LA Umweltschutz) 1.

KÖNIGER M., WALLNÖFER P., ENGELHARDT G., 1975: Rückstandsanalytischer Nachweis von polychlorierten Biphenylen in Gegenwart von Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden in Eiern von See- und Greifvögeln. Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutzd. 27: 131 -

NITSCHE G., PLACHTER H., 1987: Atlas der Brutvögel Bayerns 1979 - 1983. München (Bayer. LA f. Umweltschutz): 269 S.

ODUM E.P., REICHHOLF J., 1980: Ökologie. München (BLV).

PANZER K., PLACHTER H., 1983: Unterstützung von Fachaufgaben des Naturschutzes mit graphischer Datenverarbeitung. Natur Landschaft 58 (3): 83 -

PFEIFFER K., 1986: Pflanzen als Bioindikatoren. Texte 18 (UBA Berlin): 179.

PLACHTER H., 1980: Grundsätze und Praxis des Tierartenschutzes in Bayern. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspfl. (Bayer. LA Umweltschutz) 12: 8 -

PLACHTER H., 1983: Praxisbezogene Anforderungen an Artenschutzprogramme und Möglichkeiten ihrer Verwirklichung. Jb. Naturschutz Landschaftspfl. ABN 34: 36 -

REHFUESS K.E., RODENKIRCHEN H., 1984: Über die Nadelröteerkrankung der Fichte in Süddeutschland. Forstwiss. Cbl. 103: 248 -

RUDOLPH E., 1978: Immissionswirkungen an Pflanzen. Schriftenr. Naturschutz Landschaftspfl. (Bayer. LA Umweltschutz) 9:

RUDOLPH E., 1983: Funktionale Zusammenhänge zwischen Kenngrößen des Rrgenwassers und Wirkungskriterien. VDI-Bericht 500: 231.

SCHEUNERT I., 1981: Gibt es Wege zu einem "raschen" Testverfahren für eine Beurteilung der Langzeit-Akkumulationswirkung von Umweltchemikalien in Warmblüternahrungsnetzen? Ökologie der Vögel 3 (Sonderheft).

STUGREN B., 1974: Grundlagen der allgemeinen Ökologie. Jena (Fischer).

TAYLOR L.R., FRANCH R.A., WOIWOD J.P., 1978: The Rothamsted insect survey and the urbanisation of land in Great Britain. Perspectives in Urban Entomology 65: 31.

Adresse:

Ltd. FD K. Pfeiffer
Bayer. LA f. Umweltschutz
Rosenkavalierplatz 3

D-8000 München

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Karte der aktuellen Vegetation des 'Mittleren Murtales/Nordteil' (1:25000)

Arnold Zimmermann

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

Zimmermann A., 1986: Karte der aktuellen Vegetation des 'Mittleren Murtales/Nordteil' (1:25000). Mitt. Inst. Umweltwiss. Natursch. ÖAW Graz 5:

Adresse:

Dr. A. Zimmermann
Inst. f. Umweltwissenschaften u. Naturschutz
Öst. Akademie der Wissenschaften
Heinrichstr. 5

A-8010 Graz

Die Vegetationsaufnahme eines Quadranten (8037/1 Glonn, bayer. Alpenvorland) als Grundlage für Maßnahmen im Sinne des Naturschutzes

Wolfgang Odzuck

S y n o p s i s

The real vegetation of a quadrant (1 : 25000) was completely registered registered and judged by the aims and principles as written in § 1 of the nature conservation law of the Federal Republic of Germany. The result was that the landscape-typic vegetation still exists only in rests and there is the danger of zonal uniformity. Today efforts are done to protect characteristic plant associations, to build up natural woods and to plant hedges in order to preserve the structural diversity. Because the existing and provided protection is not enough, a conception for the nature conservation is proposed. Besides recording of landscapeparts worthy of protection, complementary a bundle of provisions is demanded as general information of the population, a special information of the concerned people, a monitoring by a nature conservation guard and provisions for financial aid from the state. By this means the aspired aim to conserve the diversity and identity of the area and to stabilize the man-made landscape shall be reached.

Diversity, landscape cultivation, nature conservation, plant associations.

1. Einführung

Vielfältig sind derzeit die Bemühungen zum Schutz der Natur. Auf botanischem Gebiet wurden Floristische Kartierungen durchgeführt, Vegetationsaufnahmen von Naturschutzgebieten gemacht und auch bei den sog. Biotopkartierungen die Vegetation erfaßt. Stets wurden jedoch nur Teilbereiche der Pflanzendecke berücksichtigt - allein Arten, geschützte oder schützenswerte Flächen. In Ergänzung dieser Studien wurde die Vegetation eines Meßtischblatt-Quadranten (TK 25/4) vollständig aufgenommen, worüber an anderer Stelle berichtet wird (ODZUCK 1987). In der vorliegenden Arbeit wird die Aussagekraft der Vegetationsaufnahme für Maßnahmen im Sinne des Naturschutzes dargestellt und auf ihre mögliche praktische Umsetzung größtes Gewicht gelegt.

2. Kurze Charakterisierung des Quadranten

In Anlehnung an die Aufnahmeeinheiten bei der Floristischen Kartierung Bayerns (ARBEITSGEM. 1986) wurde die Vegetation des Quadranten 8037/1 erfaßt und die Pflanzengesellschaften nach OBERDORFER (1977 ff., 1983) bezeichnet. Das Gebiet liegt im bayerischen Alpenvorland, ca. 30 km südöstlich von München, im nordwestlichen Randbereich des ehemaligen Inn-Chiemsee-Gletschers, ist geprägt durch den Wechsel von Moränen und Umfließungsrinnen und daher sehr hügelig und vielgestaltig. Es ist ländlich strukturiert, umfaßt überwiegend das Gebiet der Gemeinde Glonn (s. Abb. 1) und liegt 520 - 620 m ü.d.M.

3. Kriterien für die Beurteilung der Vegetation

Als Richtschnur für die Beurteilung der Vegetation wurden die allgemeinen Ziele und Grundsätze des Naturschutzes und der Landschaftspflege herangezogen wie sie in § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BMELF 1976) zu finden sind:

> "(1) Natur und Landschaft sind im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln, daß
> 1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts,
> 2. die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
> 3. die Pflanzen- und Tierwelt sowie
> 4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft
>
> als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind.

(2) Die sich aus Absatz 1 ergebenden Anforderungen sind untereinander und gegen die sonstigen Anforderungen der Allgemeinheit an Natur und Landschaft abzuwägen.
(3) Der ordnungsgemäßen Land- und Forstwirtschaft kommt für die Erhaltung der Kultur- und Erholungslandschaft eine zentrale Bedeutung zu; sie dient in der Regel den Zielen dieses Gesetzes."

Da größere Gewässer und Tieransammlungen fehlen, prägt im Quadranten neben dem Relief vor allem die Vegetation die Landschaft. Die landschaftstypische Vegetation ist u. a. aus der potentiellen natürlichen Vegetation abzuleiten (Abb. 1), die SEIBERT (1968) entnommen wurde. Zonale Vegetation ist demnach auf den Hügeln gewöhnlich der Hainsimsen-Buchenwald, auf tiefgründigen Böden jedoch der Waldmeister-Tannen-Buchenwald und bei Steilhängen der Orchideen-Buchenwald. Azonal würde in den Talauen der Erlen-Eschen-Auwald zusammen mit dem Fichten-Erlen-Auwald dominieren; auf Torfböden wären jedoch Schwarzerlenbruch und Niedermoor verbreitet. In dieser Übersicht nicht enthalten sind viele kleinflächig entwickelte Gesellschaften, u. a. Quelltuffflure mit umgebenden Mehlprimel-Kopfbinsenmooren und die Blasenfarn-Gesellschaft auf Nagelfluhfelsen.

Da wir es aber mit einer Kulturlandschaft zu tun haben, gehören zur landschaftstypischen Vegetation u. a. auch die für das Alpenvorland charakteristischen, landwirtschaftlich bedingten Bachdistel-Wiesen, Pfeifengras-Wiesen und Frühlingsenzian-reichen Halbtrockenwiesen.

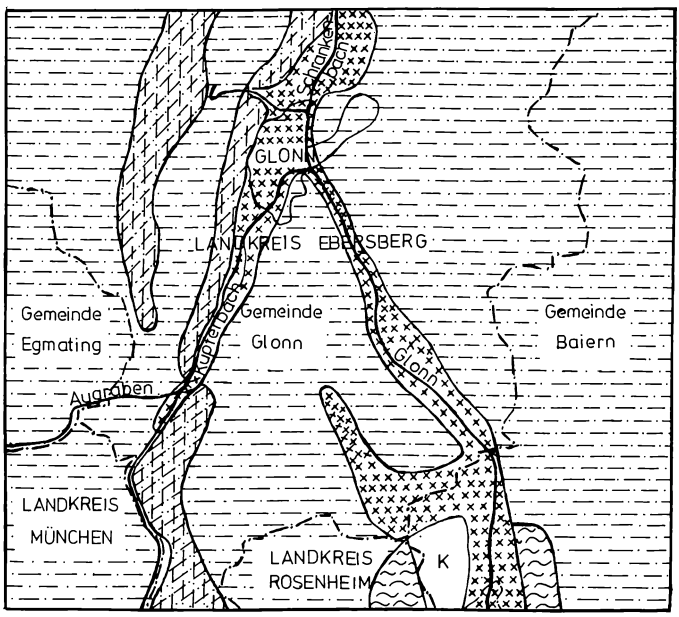


Abb. 1: Die heutige potentielle natürliche Vegetation im Quadranten 8037/1
(aus SEIBERT 1968; die Bedeutung der Signaturen ist der Legende von Abb. 2 zu entnehmen)

4. Die reale Vegetation des Quadranten und daraus sich ergebende spezielle Maßnahmen im Sinne des Naturschutzes

4.1 Vorwald-Gesellschaften, Wälder und Forste

Die vorhandenen Schlagfluren und Vorwald-Gesellschaften (s. ODZUCK 1987) sind Vorstufen von Buchenwäldern. Sie zeigen die potentielle natürliche Vegetation an, wurden aber in den letzten Jahrzehnten meist durch Fichtenanpflanzungen verdrängt. Daher wird der überwiegende Teil der mit Wald bestandenen Fläche von naturfernen Fichtenforsten eingenommen.

Von den landschaftstypischen Wäldern sind der Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*), der Waldmeister-Tannen-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) und der Orchideen-Buchenwald (*Carici-Fagetum*) nur noch auf kleinen Flächen anzutreffen (Abb. 2). Daneben gibt es südseitig gelegene Streifen des Labkraut-Eichen-Hainbuchenwaldes (*Galio-Carpinetum*

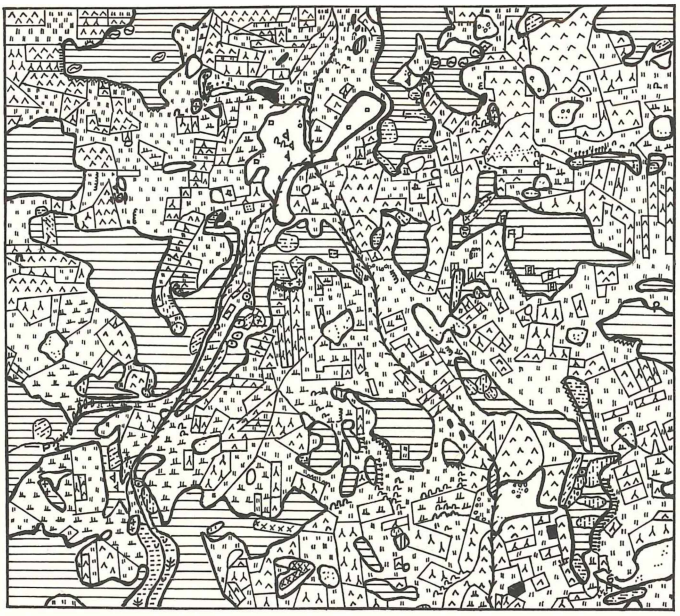


Abb. 2: Die reale Vegetation im Quadranten 8037/1 im Jahr 1985

Signaturen zu Abb. 2

- Bebaute Flächen
- Fichtenforst
- Pappelanpflanzung
- Birken-Eichenwald
- Vorwald-Gesellschaften
- Hainsimsen-Buchenwald
- Waldmeister-Tannen-Buchenwald
- Seggen-Hangbuchenwald
- Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald
- Schluchtwald
- Traubenkirschen-Eschenwald
- Lindenmischwald
- Schwarzerlen-Eschen-Auwald und Fichten-Erlen-Auwald
- Weidengebüsch, Grauerlen-Auwald
- Erlenbruchwald
- Aufforstung naturnaher Wälder
- Einzelbäume
- Hecken
- Schlehen-Ligustergebüsch
- Wachtelweizen-Habichtskrautsaum
- Brennessel-Gierschsaum
- Pfeifengraswiese
- Berg-Glatthaferwiese
- Bachdistelwiese
- frühlingsenzianreiche Halbtrockenwiese
- Mädesüß-Stadium
- Brachfläche
- Weidelgrasweide
- Weidelgras-Trittgesellschaft
- Lolch-Vogelknöterich-Trittgesellschaft
- Mastkraut-Trittgesellschaft
- Sandmohn-Gesellschaft
- Fadenhirsen-Gesellschaft
- Gänsemalvenflur
- Gute Heinrichsflur
- *Impatiens glandulifera*-Ges.
- Lauchhederichsaum
- Pestwurzflur
- Cratoneuretum mit Mehlprimel-Kopfbinsenmoor
- Steifseggenried
- Schneidebinsenried
- Scheidenwollgras-Gesellschaft
- Ges. des Untergetauchten Merk
- Ges. der Kleinen Wasserlinse
- Ges. des Schwimmenden Laichkrautes
- *Charetum hispidae*
- Sumpfbinsen-Gesellschaft
- Brunnenkresseröhricht
- Röhricht des Breitblättrigen Rohrkolbens
- Blasenfarn-Gesellschaft
- Mauerzimbelkrautflur
- Mauerrautenflur

typicum), kleinflächig an Schatthängen den Ahorn-Eschen-Wald (*Aceri-Fraxinetum*) und standortsbedingt über Nagelfluhwiesen einen Lindenmischwald (*Aceri-Tilietum*). Entlang der großen Bachläufe sind alle Auenwälder beseitigt; nur noch in Seitentälern an kleinsten Bächen ist der Schwarzerlen-Eschen-Auwald (*Alno-Fraxinetum*) zu finden. Kleinflächig gibt es am Augraben noch Weidengebüsch (*Salix purpurea*-Ordn. Ges.) und Grauerlen-Auwald (*Alnetum incanae*) sowie in Toteiskesseln den Erlenbruchwald (*Carici elongatae-Alnetum glutinosae*).

Wünschenswert wäre der Erhalt der landschaftstypischen Waldgesellschaften und die Umwandlung der Fichtenforste in naturnähere Misch- bzw. Laubwälder. Während der Staat auf eigenen Flächen volle Handlungsfreiheit besitzt, kann im Privatwald nur durch Beratung und Zuschüsse Einfluß genommen werden. Gegenwärtig hat der Staat innerhalb eines umfangreichen Fichtenforstes auf einigen Kahlschlagflächen 3- bis 12-jährige (1985) Mischbestände aus Schwarzerle und Weißtanne bzw. Rotbuche und Weißtanne angelegt. Im Privatwald hat, infolge der Bemühungen des zuständigen Forstwartes und der Waldbesitzervereinigung, der Laubbaumanteil ebenfalls sehr zugenommen, so daß derzeit sowohl im Staatsforst wie im Privatwald naturnähere Wälder angelegt werden.

4.2 Flurhölzer, Hecken, Waldränder und deren Krautsäume

Landschaftsgliedernde Flurhölzer und Hecken sind nur im SO des Quadranten erhalten (Abb. 2) ansonsten wurden sie aus betriebswirtschaftlichen Gründen beseitigt. Ihre Anpflanzung ist sehr erwünscht und wurde in Form von Verbißhecken von der Hegegemeinschaft bereits in Angriff genommen. Die ältesten Bäume, etwa 400 Jahre alte Stieleichen, sind infolge des Verständnisses des Landwirts nicht gefährdet. Durch die Unterschutzstellung und Sanierung von das Ortsbild von Glonn mitbestimmenden Roßkastanien soll außer den Bäumen ein Grünstreifen entlang der Hauptstraße erhalten bleiben, wofür sich Untere Naturschutzbehörde und Gemeinde gegen den Willen des Grundstückbesitzers, den Vorstellungen der Polizei und des Straßenbauamtes ausgesprochen haben.

Die Waldränder - Schlehen-Ligustergebüsche (*Pruno-Ligustretum*) - sind häufig gut ausgebildet. Zugehörige Krautsäume - sonnseitig der Wachtelweizen-Habichtskraut-Saum (*Melampyrum pratense-Hieracium*-Ges.) und schattseitig der Brennessel-Giersch-Saum (*Urtico-Aegopodietum podagrariae*) - sind hingegen selten infolge der Nutzung bis zum unmittelbaren Waldrand durch Landwirtschaft und Wegebau. Erstrebenswert ist der Erhalt der bestehenden Waldränder und vor allem der artenreichen sonnseitigen Krautsäume.

4.3 Futter-, Streuwiesen und verwandte Gesellschaften

Futterwiesen, d. h. floristisch etwas verarmte Glatthaferwiesen (*Montane Alchemilla*-Form des *Arrhenatheretum*) sind sehr verbreitet (Abb. 2). Infolge der Entwässerung der Talauen und ehemaliger Flachmoorgebiete gibt es die Bachdistel-Wiese (*Cirsietum rivularis*) nur noch auf zwei Flächen, wovon eine nur durch Ausgleichszahlungen erhalten werden kann. Beide noch voll ausgebildete Pfeifengraswiesen (*Molinietum caeruleae*) werden dank des Erschwernisausgleichs weiterhin regelmäßig bewirtschaftet. Andererseits liegen mindestens neun Bachdistel-Wiesen brach und befinden sich z. T. im *Filipendula ulmaria*-Stadium; desgleichen sechs Streuwiesen, die sich z. T. zu Schwarzerlen-Auwäldern mit Fichte weiterentwickeln. Mindestens die Hälfte dieser Brachflächen ist jedoch aus Gründen des Schutzes der Arten und Gesellschaften durch Pflegemaßnahmen (regelmäßiges Mähen, Entfernen von Sträuchern und Bäumen) erhaltenswert. Die übrigen Flächen liegen inmitten von bewirtschaftetem Acker- bzw. Grünland, wodurch der Nährstoffeintrag so groß ist, daß schützenswerte Pflanzenarten darin nicht mehr vorkommen.

Die zwei frühlingsenzianreichen Halbtrockenwiesen (*Gentiano vernae-Brometum*) sind sehr gefährdet und sollten in Zusammenarbeit mit den Grundstücksbesitzern erhalten werden. Da der Frühlingsenzian auf diesen Flächen aus verschiedenen Gründen verschwunden ist, ist seine Wiedereinbürgerung zu betreiben. Für den Erhalt dieser Flächen sind ebenfalls Fördermittel zur Verfügung zu stellen.

4.4 Düngeweiden, Tritt- und Mauergesellschaften

Floristisch verarmte Weidelgras-Weiden (*Lolio-Cynosuretum*) sind im Quadranten sehr verbreitet (Abb. 2) und die Weidelgras-Trittgesellschaft (*Plantago major-Trifolium repens*-Ges.) ist auf allen Feldwegen, aber auch in den Siedlungen auf betretenen Flächen mit Humusauflage zu finden. Bei diesen Gesellschaften ist eine Einflußnahme weder möglich noch nötig. Anders ist das bei der Mastkraut-Trittgesellschaft (*Bryo-Saginetum procumbentis*). Sie ist infolge der Teerung oder Betonierung der Straßen, Gehwege und Höfe äußerst selten. Da ihr grüner Schimmer belebender und mikroklimatisch günstiger wirkt (KIENAST 1977) als das sterile Grau oder Schwarz von Beton oder Asphalt, sind eine vermehrte Pflasterung der Höhe und und Sandfugen wünschenswert.

Die Blasenfarn-Gesellschaft (*Asplenio-Cystopteridetum fragilis*) ist verbreitet an Nagelfluhfelsen und sekundär an Tuffmauern zu finden; an letzteren stellt sich manchmal auch die Mauerrauten- (*Asplenietum trichomano-rutae-murariae*) oder die Mauerzimbelkrautflur (*Cymbalarietum muralis*) ein. Jedoch werden in den letzten Jahrzehnten aus Kostengründen, und weil das Baumaterial fehlt, vermehrt Betonmauern errichtet. Eine Reaktivierung des Tuffabbaus im Quadranten ist wünschenswert, da das Baumaterial landschaftseigen ist (NIEDERMAIR 1939) und die Tuffmauern belebt sind.

4.5 Unkraut- und Ruderal-Gesellschaften

Im Quadranten werden die Äcker ausschließlich herkömmlich bewirtschaftet, d. h. es werden auch Herbizide verwendet. Auf den Getreidefeldern findet man die floristisch verarmte Sandmohn-Gesellschaft (*Papaveretum argemone*), auf den Maisfeldern die Fadenhirsen-Gesellschaft (*Digitarietum ischaemi*) fragmentarisch entwickelt (Abb. 2). Bis heute wurden keine Maßnahmen im Rahmen des 'Schutzprogramms für Ackerwildkräuter in Bayern' durchgeführt. Die Gänsemalvenflur (*Urtico-Malvetum neglecti*) ist fragmentarisch nur noch auf einem Bauernhof vorhanden. Trotz des Verständnisses des Landwirts ist ihr Erhalt nicht gesichert, da eine geringe Bewirtschaftungsänderung sie eliminieren kann. Ferner findet man auf einigen Flächen desselben Landwirts noch die Gute Heinrichsflur (*Chenopodietum boni-henrici*), deren Erhalt gesichert erscheint. An bisher ungefährdeten Stellen sind noch einige Rohrglanzgras-Pestwurzfluren (*Phalarido-Petasitetum hybridi*) und ein Lauchhederichsaum (*Alliaria petiolata*-Ges.) anzutreffen. Als einzige Ruderalgesellschaft zeigt die *Impatiens glandulifera*-Gesellschaft Ausbreitungstendenz. Da sie u. a. den Bestand einer sehr artenreichen Streuwiese bedroht, sollte ihr Einhalt geboten werden.

4.6 Gesellschaften des Süßwassers und dessen Ufer, der Quellfluren und Moore

Bei stehenden Gewässern gibt es in den Quelltrichtern eines Flachmoores das *Charetum hispidae* und in Sekundärbiotopen wie einem Löschweiher und einem Fischteich die Gesellschaft des Schwimmenden Laichkrautes (*Potamogeton natans*-Ges.). An den Ufern des Löschweihers findet man auch noch das Röhricht des Breitblättrigen Rohrkolbens (*Typhetum latifoliae*) und die Sumpfbinsen-Gesellschaft (*Eleocharis palustris*-Ges.). Dort wie in ehemaligen Torfstichen und Gräben mit sehr geringem Gefälle ist ferner die Gesellschaft der Kleinen Wasserlinse (*Lemnetum minoris*) anzutreffen. Interessant ist, daß sich bei einem Sekundärbiotop wie einem Löschweiher ein derartiger Artenreichtum an Pflanzen entwickelt hat; auch handelt es sich um ein wertvolles Amphibienbiotop. Da Löschweiher von großem praktischen Nutzen sind und 70 % der Kosten durch Staatszuschüsse gedeckt werden, ist ihre Anlage in weiteren Dörfern des Quadranten sehr erstrebenswert.

Bei fließenden Gewässern findet man in Quellnähe das Brunnenkressenröhricht (*Nasturtietum officinalis*), bachabwärts folgt gewöhnlich die Gesellschaft des Untergetauchten Merk (*Ranunculo-Sietum erecto-submersi*). Bei allen Bächen ist infolge des allseitigen Vegetationszuwachses jährlich eine kleine Bachpflege und etwa alle 10 Jahre eine umfangreiche Bauchräumung erforderlich. Die große Bachräumung an der Glonn im Jahr 1984 war im südlichen Teil jedoch zu umfangreich, so daß die gesamte Vegetation und alle Fischunterstände beseitigt wurden. Um den Umfang der einzelnen Eingriffe zu verringern, sind daher große Bachräumungen in zeitlich geringerem Abstand und schonender durchzuführen und besser zu überwachen.

An Quellflur-Gesellschaften gibt es auf sechs Flächen das *Cochleario pyrenaicae-Cratoneuretum commutati*, welches stets von einem Mehlprimel-Kopfbinsenmoor (*Primulo-Schoenetum ferruginei*) umgeben ist. Schließlich hat sich in einem ausgedehnten Flachmoor ein Steifseggenried (*Caricetum elatae*) mit reliktischen *Cladium*-Beständen entwickelt, worin allerdings zunehmend Schwarzerlen aufkommen, während an anderer Stelle kleinflächig die *Eriophorum vaginatum*-Gesellschaft ausgebildet ist. Die größte und artenreichste, zugleich aber auch ortsnächste und gut zu erreichende Quelltuffflur ist jedoch durch spielende Kinder sehr gefährdet, weshalb neben der Überwachung durch die Naturschutzwacht sowohl eine Aufschüttung der abgegrabenen Stellen wie insbesondere ein Einwirken auf die Kinder und deren Eltern notwendig ist, um dieses floristische Kleinod zu erhalten. Ferner ist die Nährstoffzufuhr in das Steifseggenried zu verringern.

5. Naturschutz im Quadranten

5.1 Bestehender Schutz

Im Quadranten liegen ein Teil des Naturschutzgebietes 'Kupferbachtal bei Unterlaus' an Landschaftsschutzgebieten das 'Kupferbachtal und Umgebung' fast ganz und das 'Moosach-Steinsee-Dohlbach-Wildenholzen' zum Teil, sowie eine Reihe von Naturdenkmälern, meistens Einzelbäume (Abb. 3). Ferner sind nach dem Bayerischen Naturschutzgesetz (BStMLU 1983) alle Feuchtflächen - auch ohne besondere Ausweisung - geschützt; dort besteht eine sog. Erlaubnispflicht für Veränderungen, d. h. Veränderungswünsche müssen beantragt werden. Zur Überwachung steht eine Naturschutzwacht zur Verfügung.

5.2 Vom Landschaftsplan vorgeschlagener Schutz

Der Landschaftsplan als Grundlage für den Entwurf des Flächennutzungsplanes (PLANUNGSVERBAND 1983) beinhaltet die Ausweisung eines weiteren Landschaftsschutzgebietes 'Glonn-Aue', von weiteren Naturdenkmälern, wozu u. a. Toteiskessel, Quellgebiete und Flachmoore gehören, und von Landschaftsbestandteilen wie eines Bahndammes, von Weihern und einer Brachfläche, die zwar nicht Einzelschöpfungen der Natur sind, wohl aber schützenswert erscheinen (Abb. 3).

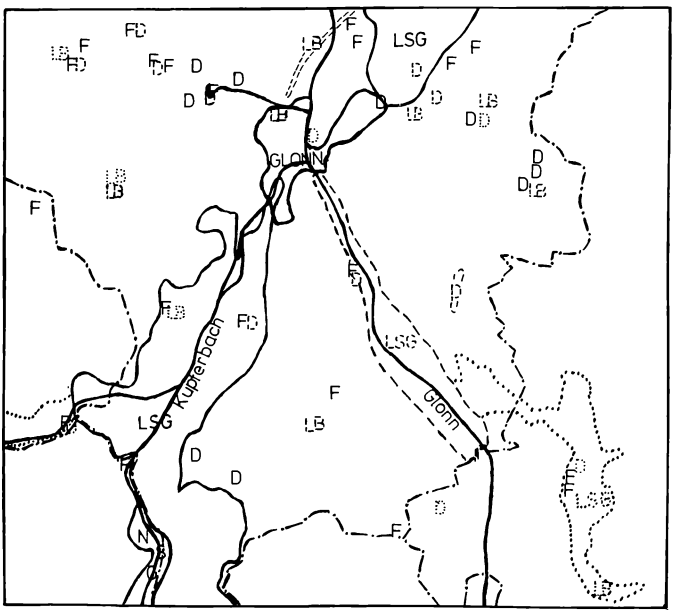


Abb. 3: Geschützte und schützenswerte Landschaftsteile im Quadranten 8037/1

—— Geschützte Landschaftsteile (Stand 1985)
--- Weitere vom Landschaftsplan vorgeschlagene, schützenswerte Landschaftsteile
... Weitere schützenswerte Landschaftsteile auf Grund der Vegetationsaufnahme

NSG	Naturschutzgebiet	F	Feuchtfläche
LSG	Landschaftsschutzgebiet	D	Naturdenkmal
LB	Landschaftsbestandteil		

5.3 Naturschutzkonzept auf Grund der Vegetationsaufnahme

Auf Grund der Vegetationsaufnahme ist es möglich konkrete Aussagen über den Schutz der Natur im Quadranten zu machen. Um den allgemeinen Zielen und Grundsätzen des Naturschutzes gerecht zu werden, genügt jedoch nicht

die Ausweisung von Schutzgebieten, vielmehr ist zusätzlich ein Bündel von Begleitmaßnahmen notwendig.

5.31 Allgemeine Information der Bevölkerung
Die Praxis bestätigt WEYGANDT (1985), der feststellt: "Es kann nicht vorausgesetzt werden, daß große Teile der Bevölkerung über ein breites Grundwissen an naturwissenschaftlichen Kenntnissen und Zusammenhängen verfügen" und KRAUS (1985), der betont hat, daß die klassische Methode des Gesetzesvollzugs durch hoheitliches Handeln der Verwaltung versagen muß und den Problemen auch nicht gerecht würde. Bekanntmachungen in der Presse und die Auflegung der Verordnungen in den Gemeinden sind nicht ausreichend. Benötigt werden neue Kommunikationsstrukturen (ERZ 1985).

Öffentliche Vorträge mit Diskussionsmöglichkeit und Exkursionen zu bestehenden oder vorgesehenen Schutzgebieten, aber auch mit Hinweisen für eine naturnähere Bewirtschaftung der übrigen Flächen durch Vertreter der Unteren Naturschutzbehörde oder andere sachkundige Personen haben sich als sehr sachdienlich erwiesen. Veranstalter waren im Quadranten die Gemeinde, die örtlichen Kirchen und Parteien sowie der Bund Naturschutz. Die Landwirte sind darüber zu informieren, die ökologischen Prinzipien im eigenen Interesse zu beachten (WEINSCHENCK 1983). Die Unterrichtung ist in allen Schularten auf Dauer fortzusetzen.

5.32 Spezielle Information betroffener Personen
Zur Erreichung bestimmter Ziele muß die Information der unmittelbar betroffenen Personen hinzukommen. Einerseits handelt es sich um diejenigen, die über den Erlaß von Naturschutzverordnungen mitentscheiden wie Kreis- und Gemeinderäte. Andererseits ist es zweckmäßig, die Besitzer geschützter oder erhaltenswerter Landschaftsteile zu informieren. Die Verwaltung ist jedenfalls auf die Kooperation mit den Betroffenen angewiesen, um die Ziele des Gesetzes zu erreichen (KRAUS 1985). Schließlich sind lobende Äußerungen über das Verständnis und die Bemühungen der Betroffenen angebracht, wenn Positives im Sinne des Naturschutzes getan wurde. Die Anerkennung bestärkt die Betroffenen, den eingeschlagenen Weg fortzusetzen.

5.33 Ausweisung von schützenswerten Landschaftsteilen
Treten erhaltenswerte Pflanzengesellschaften gehäuft auf oder sind sie aus den in § 13 bis 18 des Bundesnaturschutzgesetzes genannten Gründen von besonderer Bedeutung, so sind sie unter Schutz zu stellen.

Auf den Quadranten bezogen ergibt sich, daß in das Landschaftsschutzgebiet 'Kupferbachtal und Umgebung' Auen- und Buchenwälder miteinbezogen werden sollten (Abb. 3). Die als Schutzgebiet vorgeschlagene 'Glonn-Aue' ist völlig ausgeräumt, der Bachlauf begradigt, die umgebenden Flächen sind dräniert. Bei Beibehaltung des Schutzzieles ist eine Bereicherung durch Feld- und Ufergehölze anzustreben; vor allem aber ist eine Ausweitung nach SO durchzuführen oder diese Fläche allein zu schützen. Dort findet man gehäuft zahlreiche erhaltenswerte Pflanzengesellschaften (s. Abb. 2). Die Liste der Naturdenkmäler ist um eine Reihe von Einzelbäumen zu erweitern, um dadurch eventuell eine Baumschutzverordnung überflüssig zu machen. An schützenswerten Landschaftsbestandteilen sind einige Friedhofsmauern, die frühlingsenzianreichen Halbtrockenwiesen und sonnseitigen Krautsäume zu ergänzen. Infolge ihrer Lage in bewirtschafteten Flächen können aber keineswegs alle erhaltenswerten Gesellschaften geschützt werden.

5.34 Überwachung durch die Naturschutzwacht
Wichtig ist ferner, daß ständig ein Auge auf die geschützten Landschaftsteile, aber auch generell auf die gesamte Landschaft geworfen wird, um bei unerwünschten Eingriffen auf die Betroffenen zuzugehen. Dies erscheint notwendig, da nach WITTIG (1983) die Effektivität des Erhalts der Vegetation und des Landschaftscharakters in Schutzgebieten bisher gering war. Als sehr wirkungsvoll in der Überwachung hat sich die Tätigkeit der Naturschutzwacht erwiesen (ODZUCK 1983). Ihre Aufgabe sollte in erster Linie darin bestehen, die Betroffenen zu überzeugen, was jedoch sehr zeitaufwendig ist und neben Sachkenntnis Einfühlungsvermögen erfordert. Anzeigen erscheinen jedenfalls nicht als geeignete Mittel; in allen bekannt gewordenen Fällen wurden die Landwirte durch kleinliche Anzeigen derart aufgebracht, daß sie, ihre Nachbarn und Verwandten auf Dauer für Belange des Naturschutzes nicht mehr zu gewinnen waren.

5.35 Landespflegerische Begleitmaßnahmen
Bei vielen, insbesondere allen anthropogen bedingten schützenswerten Landschaftsteilen sind Eingriffe des Menschen nötig, um sie zu erhalten. Diese Maßnahmen sind für den Quadranten im Detail bereits dargestellt worden (s. Kap. 4); weitere ausführliche Hinweise sind bei WILDERMUTH (1980) zu finden. Die beste Lösung ist es, wenn sie von Landwirten durchgeführt werden, da sie die geeigneten Maschinen und die nötige Ortskenntnis besitzen (KRAUS 1985).

5.36 Finanzielle Maßnahmen
Die Kosten landespflegerischer Maßnahmen, die im öffentlichen Interesse liegen, können nicht dem Grundeigentümer aufgebürdet werden. Daher wurden zum Zweck des Erhalts von Arten und Biotopen in Bayern staatliche Gelder bereitgestellt. Derzeit gibt es Mittel für allgemeine landschaftspflegerische Maßnahmen (u. a. für die Anlage von Wasserflächen und den Erhalt von Einzelbäumen), für die Anlage und Pflege von Feldgehölzen, für den Bestockungswandel von Nadel- zu Laubbeständen, für die Feuchtflächen- und Magerrasenbewirtschaftung sowie für den Erhalt von Ackerwildkräutern.

Im Quadranten werden derzeit der Erschwernisausgleich zum Erhalt einer Bachdistel- und zweier Pfeifengraswiesen sowie zur Anlage von Feldgehölzen genutzt; weitere förderungswürdige Maßnahmen werden vorbereitet. Bei kleinen Flächen, und wenn andauernder staatlicher Einfluß vermutet wird, kommt die Förderung jedoch nicht zum Tragen. Ökologisch besonders wertvolle Grundstücke sollten von Gemeinden, Landkreisen oder Naturschutzverbänden erworben werden. Das ist im Quadranten bei der floristisch wertvollsten Quelltuffflur und ihrer Umgebung wünschenswert.

6. Zusammenfassung und Ausblick

6.1 Bedeutung der Vegetationsaufnahmen

Die Bedeutung dieser Methode für den Naturschutz besteht in der Bestandsaufnahme aller Pflanzengesellschaften des untersuchten Raumes. Gegenüber der Floristischen Kartierung können besser begründete Aussagen über die Gefährdung und Erhaltungsmöglichkeit bestimmter Pflanzenarten gemacht werden. Gegenüber den sog. Biotopkartierungen ist es möglich, ein Konzept für eine naturnähere Entwicklung der gesamten Landschaft zu erstellen. Daher kann die Vegetationsaufnahme eines ganzen Quadranten die bisher häufig fehlenden Grundlagen für den Landschaftsplan (HAHN-HERSE et al. 1984) liefern. Dabei genügt nicht die exemplarische Bearbeitung ausgewählter Quadranten, vielmehr ist eine landesweite Kartierung anzustreben, wodurch man nicht nur exakte Daten für die einzelnen Quadranten, sondern auch eine landesweite Übersicht erhält.

Die Ergebnisse der Vegetationsaufnahme können allen mit der praktischen Umsetzung des Naturschutzes Beschäftigten auf Kreis- und Ortsebene eine Orientierungshilfe für ihr Handeln geben. Auf Gemeindeebene ist eine verpflichtende Berücksichtigung der Vegetationsaufnahme bei der Erstellung des Landschafts- und Flächennutzungsplanes erstrebenswert.

6.2 Folgerungen aus den theoretischen und praktischen Ergebnissen

Vegetationsaufnahmen geben Auskunft über die strukturelle Vielfalt oder ß-Diversität und Hinweise auf die Raum- oder γ-Diversität des untersuchten Gebietes. Durch differenzierte Boden- oder Landnutzung ist es dann nicht nur möglich, die Vielfalt und Eigenart der Kulturlandschaft zu erhalten, son dern sie auch ökologisch zu stabilisieren (HABER 1979). Auch im betrachteten Quadranten besteht die Gefahr der zonalen Einheitlichkeit. Durch den Erhalt der vorhandenen Pflanzengesellschaften, das Schaffen naturnäherer Pflanzengemeinschaften und neuer Biotope wie Hecken und Löschweiher ist es möglich, die strukturelle- sowie die Raum-Diversität zu erhalten und zu verbessern. Wenn es auch hier, wie ganz allgemein (ERZ 1985), noch zu keinem Durchbruch gekommen ist, so hat doch nachweisbar ein Umdenkungsprozeß stattgefunden, der hoffnungsvoll stimmt. Eine landesweite Kartierung würde einen erhöhten Bedarf an Ökologen und an umsetzenden Fachkräften wie Naturschutzbeauftragten und Personen der Naturschutzwacht nach sich ziehen. Um die Ziele des Bundesnaturschutzgesetzes zu erreichen, d. h. um unsere Lebensgrundlagen zu sichern, sollte dieser Preis nicht zu hoch sein.

Literatur

ARBEITSGEMEINSCHAFT zur floristischen Kartierung Bayerns (Ed.), 1986: Floristische Kartierung Bayerns.

BMELF, 1976: Bundesnaturschutzgesetz. Coburg (Neue Presse): 32 S.

BStMLU, 1983: Das Bayerische Naturschutzgesetz. 3. Aufl. München (Peschke): 51 S.

ERZ W., 1985: Akzeptanz und Barrieren für die Umsetzung von Naturschutzerfordernissen in Öffentlichkeit, Politik und Verwaltung. Dat. Dok. Umweltschutz 38: 11 - 18.

HABER W., 1979: Theoretische Anmerkungen zur "ökologischen Planung". Verh. Ges. Ökol. 7: 19 - 30.

HAHN-HERSE G., KIEMSTEDT H., WIRZ S., 1984: Landschaftsplanung zum Flächennutzungsplan - Vorschläge zur Weiterentwicklung der örtlichen Landschaftsplanung in Baden-Württemberg. Landsch. Stadt 16: 83 - 100.

KIENAST D., 1977: Die Ruderalvegetation der Stadt Kassel. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. 19/20: 83 - 101.

KRAUS H.G., 1985: Lassen sich 2000 Feuchtgebiete erfolgreich schützen? Dat. Dok. Umweltschutz 38: 67 - 74.

NIEDERMAIR J.B., 1939: Glonn und Umgebung in Vergangenheit und Gegenwart. München (Salesianer): 293 S.

OBERDORFER E. (Ed.), 1977 - 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. 2. Aufl. Stuttgart (Fischer). Teil I: 311 S., Teil II: 355 S., Teil III: 455 S.

OBERDORFER E., 1983: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 1051 S.

ODZUCK W., 1983: Schädigung und Regeneration der Vegetation eines ehemals durch Erholungssuchende belasteten Moores. Landsch. Stadt 15: 38 - 44.

ODZUCK W., 1987: Die Pflanzengesellschaften im Quadranten 8037/1 (Glonn; bayer. Alpenvorland). Ber. Ak. Naturschutz Landschaftspfl.: (in Druck).

PLANUNGSVERBAND äußerer Wirtschaftsraum München, 1983: Flächennutzungsplan-Entwurf der Marktgemeinde Glonn. 47 S.

SEIBERT P., 1968: Übersichtskarte der natürlichen Vegetationsgebiete von Bayern 1 : 500 000 mit Erläuterungen. Schriftenr. Vegetationsk. 3: 84 S.

WEINSCHENCK G., 1983: Ökonomische Aspekte des Naturschutzes. Umschau 83: 440 - 443.

WEYGANDT G., 1985: Probleme der Umsetzung von ökologischen Erkenntnissen. Dat. Dok. Umweltschutz 38: 31 - 40.

WILDERMUTH H., 1980: Natur als Aufgabe. 2. Aufl. Basel (Schweiz. Bund Naturschutz): 298 S.

WITTIG R., 1983: Investigation and assessment of the botanical efficiency of conservation in selected nature reserves of Westphalia (FRG). Biol. Conservation 25: 307 - 314.

Adresse:

StD Dr. Wolfgang Odzuck
Fuggerstr. 9

D-8019 Glonn

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Biotop und Artenschutz im Alpenraum

Johann Gepp

Der Beitrag wird anderswo veröffentlicht:

Gepp J. (Ed.), 1987: Gefährdete Alpentiere. Graz (Verh. Öst. Naturschutzbund).

Adresse:

Dr. J. Gepp
Inst. f. Umweltwissenschaften u. Naturschutz
Öst. Akademie der Wissenschaften
Heinrichstr. 5

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Bedrohte Flechtenrefugien im Alpenraum

Engelbert Ruoss und Philippe Clerc

S y n o p s i s

Chorological investigations on the reindeer lichens (*Cladonia ciliata, C. portentosa, C. rangiferina*) and the beardlichens (*Usnea florida, U. longissima*) reveal a considerable decrease in their distribution in the alpine area. Furthermore the habitats of these lichens are endangered. Some of the species are becoming extinct, while others are restricted to refuges in the alps that have remained intact. In contrast to phanerogams, there is no official protection for lichen species or their habitats. In any case protection alone would not be sufficient to stop the decline of these species because of their sensivity to air pollution. To conserve the diversity of the cryptogamic flora in the Alps, the emission of pollutants must be reduced and natural diversity should be a priority in planning and cultivation.

Air pollution, lichens.

1. Einführung

Die in unseren Untersuchungen zur Systematik der Rentierflechten (*Cladonia* subg. *Cladina*) und Bartflechten (*Usnea*) zusammengestellten Verbreitungskarten offenbaren einen starken Rückgang einiger Arten im Alpenraum. Durch anthropogene Einflüsse werden die Flechten in ihre letzten intakten Lebensräume des Alpenraumes zurückgedrängt. Diese Zufluchtstätten werden hier, analog den eiszeitlichen Überdauerungsorte, als Refugien bezeichnet (vgl. MERXMÜLLER, POELT 1954; TÜRK, WITTMANN 1985).

Eine Flechte ist "an association of a fungus and a photosynthetic symbiont resulting in a stable thallus of specific structure" (HAWKSWORTH, HILL 1984: 2). Diese Vergesellschaftung ermöglicht den Flechten die Besiedlung extremer Standorte. Sie sind an kurzfristig sich ändernde Standortsbedingungen wie Temperatur und Feuchtigkeit gut angepaßt. Hingegen sind Flechten empfindlich gegenüber langfristigen Änderungen von Umweltfaktoren, insbesondere anthropogenen Einwirkungen wie zum Beispiel Luftverschmutzung (vgl. FARRAR 1973).

In den Herbarien zeugen Flechtensammlungen und Exsiccatenwerke aus dem 19. Jahrhundert von Arnold, Gisler, Hepp, Mougeot u. Nestler, Schaerer und vielen anderen von einer reichen und üppigen Flechtenflora im Alpenraum. Im Vergleich dazu fällt auf, daß sich die heutige Flechtenflora stark verändert hat, die Vorkommen verarmt sind und die Artenvielfalt zurückgegangen ist. Insbesondere FREY (1958, 1960) hat diesen Rückgang in den Schweizer Alpen dokumentiert und Forstwirtschaft, Technik (Stauseen) und Sammeltätigkeit der Lichenologen dafür verantwortlich gemacht. Anläßlich der Flechtenkartierungen in Deutschland und Österreich beobachteten WIRTH (1976, 1978) sowie TÜRK u. WITTMANN (1984, 1986) eine beschleunigte Verarmung der Flechtenvorkommen im Alpenraum. Die Beschleunigung führen sie vor allem auf die Intensivierung der Landwirtschaft und die zunehmende Luftverschmutzung zurück.

Es hat sich gezeigt, daß folgende Flechten besonders bedroht sind (WIRTH 1976, vgl. zudem ELLENBERG 1985):

I. Flechten, die ihre Verbreitungsschwerpunkte außerhalb des Alpenraumes haben. Besonders betroffen sind Arten mit ozeanischer und subozeanischer Verbreitung, sowie Reliktarten (vor allem Arten der Gattungen *Usnea, Cladonia, Parmelia, Sticta*).
II. Flechten, die extreme Standorte bezüglich Feuchtigkeit, Temperatur und Nährstoffversorgung (z. B. Moore, Windheiden) besiedeln.
III. Flechten, die Sonderstandorte besiedeln. Vor allem anthropogen wenig veränderte Wälder mit alten Bäumen und einer hohen Luftfeuchtigkeit (Nebelzone) bieten Lebensräume für Arten wie *Usnea longissima, Parmelia laevigata, P. taylorensis, P. arnoldii, Lobaria* spp., *Sticta* spp. u.s.w.
IV. Epiphytische Flechten, deren Hauptvorkommen in Gebieten liegen, die stark vom Menschen beeinflußt sind, wie zum Beispiel das Schweizer Mittelland.

2. Material und Methoden

Die Verbreitungskarten basieren auf Untersuchungen von Proben aus den folgenden europäischen Herbarien: Berlin, Bern, Bonn, Budapest, Genf, Graz, Helsinki, London (Br. Mus.), Ludwigsburg, Marseille, München, Paris, Prag, Salzburg, Straßburg, Wien, Zürich (Univ., ETH). Neben den eigenen Aufsammlungen konnten viele private Herbarien durchgesehen werden. Für die hier behandelten Arten wurden ungefähr 900 Proben von Rentierflechten und 100 von Bartflechten berücksichtigt. Ein großer Teil der Proben wurde mit der Dünnschichtchromatographie nach der Methode von CULBERSON u. AMMANN (1979) untersucht. Die Bestimmung aller auf der Verbreitungskarte eingetragenen Proben wurden von uns nachgeprüft. Einzig bei *Usnea longissima* und *Cladonia rangiferina* wurden Ergänzungen von POETSCH u. SCHIEDERMAYR (1872), SCHIEDERMAYR (1894), MOTYKA (1936), GAMS (1961), WIRTH (1976), TÜRK u. WITTMANN (1984, unpubl. Karten) übernommen.

3. Ergebnisse

3.1 Bartflechten

Usnea florida (Abb. 1) ist subozeanisch verbreitet und bevorzugt freistehende Laubbäume und lichte Laubwälder (CLERC 1984). Im Alpenraum kommt sie vor allem am Alpennordrand vor. Aus dem 19. Jahrhundert sind in der Schweiz etwa zehn Fundorte bekannt; ein reiches Vorkommen ist aus dem Bremgartenwald bei Bern (SCHAERER, Lich. helv. exs. 398, 402) belegt.

Usnea longissima (Abb. 2) macht lange Girlanden an Nadelbäumen in montanen Wäldern (für die Verbreitung in Europa siehe OTTOSSON 1968). Sie bevorzugt Lokalitäten mit hoher Luftfeuchtigkeit in geschlossenen, unberührten, natürlichen Wäldern. Bereits LETTAU (1911) weist darauf hin, daß *U. longissima* in Mitteleuropa stark zurückgeht. Gegenüber den vielen Funden vor 1960 sind heute lediglich noch fünf Lokalitäten im Alpenraum bekannt, wo sie mit Sicherheit noch vorkommt.

Mit dem Vergleich von Plenter- und Kahlschlagwirtschaft weist FREY (1958) darauf hin, daß die intensive Forstwirtschaft fatale Folgen für die Flechtenflora hat. Der Kahlschlag bewirkt eine starke Zunahme gewisser Flechten (z. B. *Pseudevernia furfuracea, Hypogymnia physodes*), zugleich aber eine Abnahme der Artenvielfalt. Eine intensive Forstwirtschaft führt nach ESSEEN et al. (1981) zur Beseitigung der Tragbäume und beeinflußt die klimatischen Bedingungen im Wald. Veränderte Wind- und Lichtverhältnisse und abnehmende Luftfeuchtigkeit führen zur Vernichtung von empfindlichen Bartflechten, z. B. von *Usnea longissima*. Die Bevorzugung der Fichte bei Aufforstungen wirkt sich negativ aus. Das Verschwinden

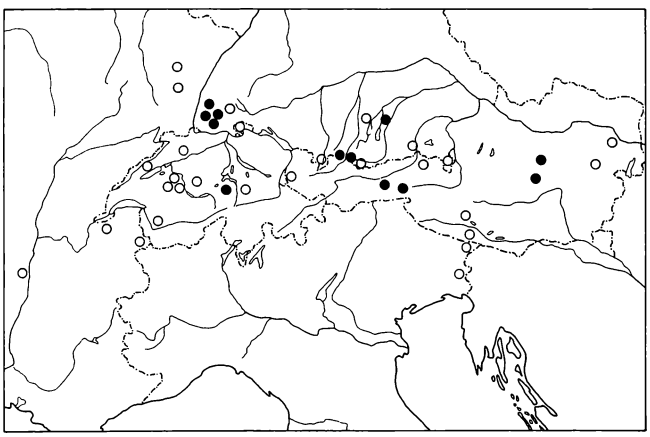


Abb. 1: Die Verbreitung von *Usnea florida* (L.) Wigg. em. Clerc. im Alpenraum
● Vorkommen nach 1960; o Vorkommen vor 1960 oder nachträglich erloschene Fundorte

von Laubbäumen in Fichtenmonokulturen führt zu einer Abnahme von Besiedlungsmöglichkeiten für Flechten wie *Usnea florida*, welche Laubbäume bevorzugt.

Ein Beispiel für einen einzigartigen, flechtenreichen Wald in Mitteleuropa stellt der Mörliwald bei Giswil (Kanton Obwalden; 1350 m ü.d.M.) dar. Es handelt sich dabei um einen Tannen-Buchenwald mit viel Bergahorn und einer reichen Flechten- und Moosflora. Eine große Zahl von feuchtigkeitsliebenden, ozeanischen Arten, wie *Parmelia arnoldii, P. crinita, P. laevigata, P. revoluta, P. taylorensis, Normandina pulchella, Menegazzia terebrata,* sowie die Moose *Antitrichia curtipendula* und *Frullania fragilifolia* besiedeln die älteren Bäume. Der Schutz dieses Waldes ist ohne Beibehaltung der schonenden Plenterwirtschaft problematisch. Förster und Lichenologen sollten vermehrt zusammenarbeiten, damit die Tragbäume mit den reichsten Vorkommen der in Mitteleuropa sehr seltenen Flechten *Parmelia laevigata* und *P. taylorensis* erhalten bleiben.

Für den Rückgang empfindlicher Bartflechten spielt die Luftverschmutzung eine wesentliche Rolle (HAWKSWORTH, ROSE 1970). Die Emission von SO_2, NO_x, Schwermetallen u.s.w. hat eine toxische Wirkung auf den Phycobionten. Usneen sind empfindlicher als andere Flechten, da ihre große Oberfläche entsprechend mehr Luftschadstoffe aufnimmt. Zudem nimmt die Acidität des Substrates (Rinde) zu und begünstigt damit die acidophilen Arten wie zum Beispiel *Hypogymnia physodes* und *Pseudevernia furfuracea*. Der Rückgang der empfindlichen, auf subneutraler Rinde wachsenden *Usnea florida* ist meistens auf die Einwirkung von Luftschadstoffen zurückzuführen (CLERC 1984). Durch das zunehmende Waldsterben sind die lichtbedürftigen *Usnea*-Gesellschaften zusätzlich bedroht, da sie oft im Kronenbereich leben und damit mehr den lufttransportierten Schadstoffen exponiert sind. Zudem sind alte Bäume am empfindlichsten gegenüber der Luftverschmutzung und werden daher oft früh entfernt. Dadurch wird der Vorrat an Flechtendiasporen vernichtet und so die Wiederbesiedlung verhindert.

Die Sammeltätigkeit von Flechtenforschern bewirkt eine weitere Verarmung der Flechtenflora, wie dies bereits FREY (1960) diskutiert hat. Da die auffälligen Usneen für Lichenologen besonders attraktiv sind, wurden sie im letzten Jahrhundert massenweise gesammelt. Zum Beispiel wurden über 20 Exsiccate der reichfruchtenden *Usnea florida* in Europa gesammelt und weltweit verteilt.

3.2 Rentierflechten

Cladonia rangiferina (Abb. 3) ist die häufigste Rentierflechte des Alpenraumes. Sie ist in Europa eher kontinental verbreitet und kommt nur vereinzelt in den Gebirgen Frankreichs, Spaniens und Italiens vor.

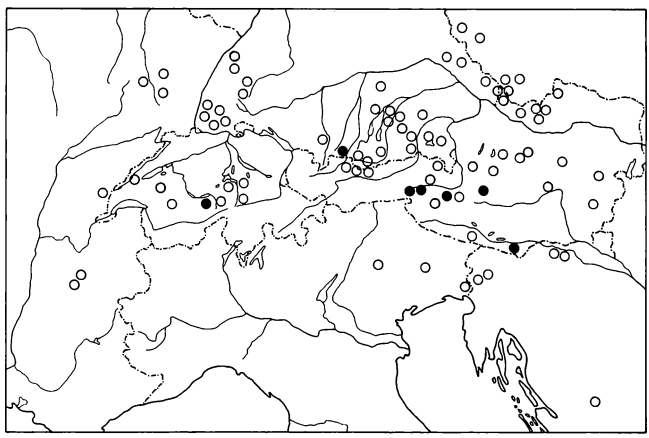


Abb. 2: Die Verbreitung von *Usnea longissima* Ach. im Alpenraum
● Vorkommen nach 1960; o Vorkommen vor 1960 oder nachträglich erloschene Fundorte

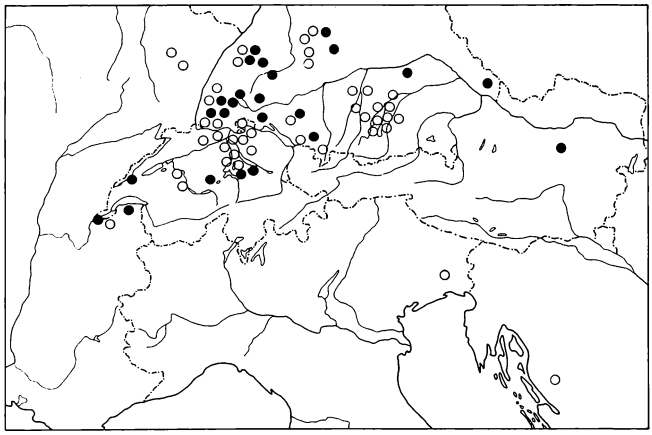


Abb. 3: Die Verbreitung von *Cladonia ciliata* Stirt. im Alpenraum
● Vorkommen nach 1960; o Vorkommen vor 1960 oder nachträglich erloschene Fundorte

Die Verbreitungskarte zeigt neben der reellen Verbreitung, daß früher vermutlich im ganzen Alpenraum Lebensräume für Rentierflechten bestanden. Die Moore der Voralpen, die subalpinen Fichtenwälder, die Zwergstrauch- und Windheiden sind die wichtigsten, von *C. rangiferina* und den anderen Rentierflechten *C. arbuscula, C. mitis* und *C. stellaris* besiedelten Standorte im Alpenraum (vgl. RUOSS 1984). Auffällig ist insbesondere der Rückgang im Schweizer Mittelland, wo lediglich drei isolierte Fundorte am Fuße der Voralpen bekannt sind. Noch im letzten Jahrhundert scheinen sie in den Wäldern um Bern (z. B. Bremgartenwald) und um Zürich (z. B. Üetliberg) häufig vorgekommen zu sein (Herb. L. FISCHER Bern, resp. HEPP Flechten Europas 817).

Cladonia ciliata (Abb. 4) und *C. portentosa* (Abb. 5) sind subozeanisch verbreitete Flechten, die an Bülten in Hochmooren und in Heiden wachsen. Die letzten Fundorte der Voralpen liegen zwischen 800 und 1000 m ü.d.M. in landwirtschaftlich extensiv genutzten Gebieten. In der Schweiz sind aus dem 19. Jahrhundert Funde von *C. ciliata* in Bern (Bremgartenwald), zwischen Zug und Zürich sowie in der Ostschweiz belegt. Von den drei rezenten Funden in den Schweizer Voralpen sind zwei stark bedroht. Dies gilt ebenso für das letzte Vorkommen von *C. portentosa*. Im Schwarzwald scheinen diese beiden Rentierflechten jedoch weniger gefährdet zu sein, sind sie doch dort noch öfters zu finden.

Der auffällige Rückgang der Rentierflechten in den Ballungsräumen des Schweizer Mittellandes und in Süddeutschland dürfte vor allem auf die Melioration von Mooren und die Intensivierung von Forst- und Landwirtschaft zurückzuführen sein. In einem der letzten Hochmoorgebiete der Schweiz, in Escholzmatt in den Kalkvoralpen, befinden sich die einzigen bekannten Schweizer Vorkommen von *Cladonia portentosa* und von *C. stygia* (RUOSS 1985). Das Hochmoor liegt in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet im Entlebuch (Kanton Luzern; 850 m ü.d.M.). Die Rentierflechten besiedeln dort gemeinsam mit *C. rangiferina* und *C. arbuscula* einen gegenüber dem Umland leicht erhöhten Hochmoorrest, der zunehmend austrocknet. Dank der jahrelangen extensiven Nutzung dieses Teils des Moores konnte die Verbuschung verhindert werden. Durch die zunehmende Nährstoffzufuhr aus Beweidung, Düngung und nährstoffreichem Niederschlag (ELLENBERG 1985) werden die langsam wachsenden Flechten von den üppig wachsenden Phanerogamen verdrängt. Neben der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bewirken Unstimmigkeiten zwischen Landwirt und Naturschutzorganisationen eine akute Gefährdung des Moores und damit des Flechtenbestandes.

Eine ähnliche Entwicklung ist im Naturschutzgebiet Nettenberg in Effingen (Jura, Kanton Aargau; 500 m ü.d.M.) zu beobachten (vgl. Inventar der Naturschutzgebiete der Schweiz des SBN). Es handelt sich dabei um eine Pfeifengraswiese (*Molinietum*) auf mergeligen Kalken der Effingerschichten. In einem heideartigen Bestand von *Pinus sylvestris, Juniperus communis,*

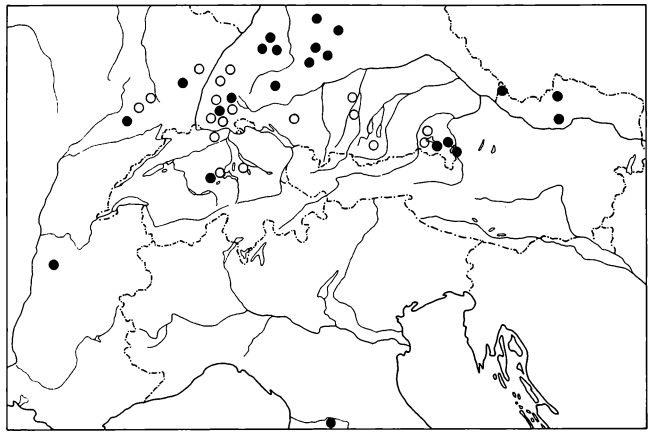


Abb. 4: Die Verbreitung von *Cladonia portentosa* (Duf.) Coem. im Alpenraum
● Vorkommen nach 1960; o Vorkommen vor 1960 oder nachträglich erloschene Fundorte

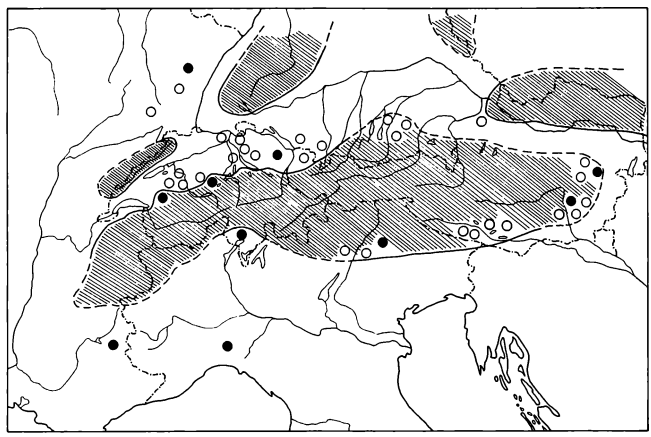


Abb. 5: Die Verbreitung von *Cladonia rangiferina* (L.) Web. ex Wigg. im Alpenraum
● Vorkommen nach 1960; o Vorkommen vor 1960 oder nachträglich erloschene Fundorte

Ligustrum vulgare mit üppig wachsendem *Molinia caerulea*, konnten auf kleinen, moosbewachsenen Buckeln, mit *Pleurozium Schreberi*, Rentierflechten wachsen. Von 1862 bis 1961 sind (u. a. von E. Frey) regelmäßig Funde der Arten *Cladonia rangiferina, C. arbuscula, C. ciliata* und *C. portentosa* belegt. Doch heute muß dieser Fundort als erloschen betrachtet werden. Die starke Zunahme des Pfeifengrases und abnehmender Lichteinfall bewirken einen schnellen Rückgang der konkurrenzschwachen Rentierflechten. Das Naturschutzgebiet ist während vielen Jahren nicht mehr beweidet und gemäht worden, was nach ELLENBERG (1984) für diese Gesellschaft von größter Wichtigkeit wäre. Die schnelle Verbuschung ist sicher teilweise auf das Fehlen von traditioneller Bewirtschaftung oder entsprechender Pflege zurückzuführen. Da die Landwirtschaft dort kaum Nährstoffe zuführt, könnte die außergewöhnliche Verbuschung zusätzlich durch die Immission, infolge Luftverschmutzung, beschleunigt werden.

Zu ähnlichen Schlüssen kam RUNGE (1984) bei der Untersuchung von Dauerflächen in Heiden (*Ericetum cladonietosum*). Er beobachtete, daß ein Bestand von *Cladonia portentosa* während Jahren konstant blieb und daß

innerhalb von vier Jahren (1973 bis 1977) die Deckung der Rentierflechten von vorher 60 % auf 1 % sank. Auch GILBERT (1977) berichtet, daß bei einem zweijährigen Versuch mit künstlicher Nährstoffzufuhr, die Flechten von 50 % auf 5 % abnahmen und gleichzeitig die Phanerogamen von 30 % auf 90 % zunahmen. Nach ELLENBERG (1985) konnten in Deutschland in Messungen Immissionen von 40 und 68 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr nachgewiesen werden. Die Situation im Naturschutzgebiet Nettenberg läßt vermuten, daß neben der Wirkung der Luftschadstoffe auch die Nährstoffzufuhr durch Immission Flechten gefährdet. Die nährstoffreichen Niederschläge düngen Moore und Heiden und beschleunigen damit die Verbuschung, was zum Aussterben der Rentierflechten führt. Weitere Untersuchungen sind jedoch dringend notwendig, um konkretere Aussagen über das Ausmaß dieser Einwirkungen machen zu können.

Doch nicht nur in den Mooren der Voralpen und des Juras sind die Rentierflechtenstandorte gefährdet. Vermehrt kann beobachtet werden, daß die Vorkommen in Zwergstrauchheiden und Windheiden durch Tourismus, Luftverschmutzung aus Ballungszentren und bauliche Veränderungen beeinträchtigt werden. Vor allem Skipisten mit den 'üblichen' Planierungen führen allzu oft zum Verschwinden von reichen Rentierflechtenbeständen an den Kuppen der Berge. QUILLET (1984) konnte nachweisen, daß auf Skipisten durchschnittlich weniger Moose und Flechten zu finden sind als auf Vergleichsflächen neben den Skipisten. Mechanische Einflüsse, lange Schneebedeckung und Anpressen des Schnees sind vermutlich die wichtigsten Gründe für ein vermindertes Flechtenwachstum. Durch die Zerstörung der schützenden Flechtenpolster wird die dünne Rohhumusschicht der Erosion preisgegeben. Die Regeneration von Rentierflechten dauert unter optimalen Umweltbedingungen vom Initialstadium bis zum ausgewachsenen Podetium etwa 20 Jahre (ANDREEV 1954). Die Wiederbesiedlung von extremen Standorten ist ein äußerst langsamer Vorgang. Hier kann es, wenn überhaupt, erst nach vielen Jahrzehnten, vermutlich erst nach weit mehr als 100 Jahren, zu einer Bildung zusammenhängender Rentierflechten-Polster kommen.

4. Diskussion

Bisher sind in Westeuropa keine Flechten geschützt. Bei der Bevölkerung, den Behörden und auch in Naturschutzkreisen besteht das Bewußtsein für diese unscheinbaren und 'nutzlosen' Lebewesen noch nicht. Abgesehen von einigen Lokalitäten in Frankreich (Deruelle, mündl.) gibt es keine Biotope, die auf Grund ihres Flechtenvorkommens geschützt worden wären. Ein Artenschutz bei Flechten ist meistens zwecklos, reagieren diese doch sehr empfindlich gegenüber langfristigen Veränderungen ihres Lebensraumes. Aber gerade diese Funktion als Indikatoren für die Stabilität eines Ökosystems (SEAWARD 1982), berechtigt Maßnahmen zum Schutze der Flechten. In Lebensräumen mit gut entwickelten, empfindlichen Arten sind Flechten nach WIRTH (1978) "ein Indiz für ein naturnahes, langzeitig in dynamischem Gleichgewicht befindliches System mit vielfältigen Wechselbeziehungen." Flechten sind damit wertvolle Frühwarnsysteme, die auf langfristige Einwirkungen besonders sensibel und schnell reagieren. Veränderungen an Sonderstandorten, bedingt durch menschliche Eingriffe, können durch eine mehrjährige Beobachtung der Flechtenvegetation frühzeitig erkannt werden. Rote Listen von Flechtenarten, wie sie in Deutschland erstellt wurden (WIRTH 1984), geben wertvolle Informationen. Dringend sind aber Rote Listen von Biotopen mit reichen Vorkommen von empfindlichen und seltenen Flechten. So ist es möglich, wenigstens in Gebieten mit kleiner Belastung durch Luftverschmutzung geeignete Maßnahmen zu treffen:

- Freistehende Laubbäume (z. B. Alleen) müssen erhalten werden, da sich unter optimalen Bedingungen, mit zunehmendem Alter der Bäume, eine reiche Epiphytengesellschaft entwickelt.
- Wälder mit reicher Epiphytenflora sollten mit einer schonenden Plenterwirtschaft genutzt werden, bei gleichzeitiger Erhaltung alter Tragbäume.
- An Stelle von Fichtenmonokulturen sollte die Diversität der Wälder gefördert werden (z. B. Laubmischwälder).
- Gefährdete Biotope, vor allem Hochmoore, müssen mit Beibehaltung einer extensiven Nutzung und einer schonenden Pflege geschützt werden.

- In der alpinen Stufe müssen Siedlungen, Bahnen, Skipisten u.s.w. so geplant und erstellt werden, daß die gefährdeten extremen Standorte (z. B. Windheiden) nicht zerstört werden.
- Flechtenforscher müssen vermehrt aufs Sammeln größerer Mengen (Exsiccate) von seltenen und gefährdeten Arten verzichten, auch wenn sie lokal häufig vorkommen. Nur dadurch kann eine Reserve an Diasporen dieser Flechten erhalten werden.

Bei Maßnahmen zum Schutze von Flechten müssen künftig Bestimmungen zur Beibehaltung der früheren extensiven Nutzung oder einer entsprechenden Pflege des Biotops ausgearbeitet werden, die auch die besonderen Standortsbedürfnisse der Flechten berücksichtigen. Zudem sollten in Landschaftsplanung, Land- und Forstwirtschaft sowie im Naturschutz Spezialisten verschiedener Fachrichtungen beigezogen werden, um die komplexen Wechselbeziehungen zu erfassen.

Das Beispiel des Naturschutzgebietes Nettenberg zeigt deutlich, daß selbst der Schutz von Biotopen nicht ausreicht, um bedrohte Flechtenarten zu retten. Alle obengenannten Bemühungen zum Schutze der Flechten tragen kaum zur Rettung empfindlicher Arten bei, wenn nicht bald globale Maßnahmen im Umweltschutz vorangetrieben werden. Die wichtigste und dringendste Maßnahme ist die Reduktion der Emission von Luftschadstoffen, um die letzten natürlichen und intakten Ökosysteme zu retten.

Wir danken Prof. Dr. R. Türk und Dr. H. Wittmann (Salzburg) für unpublizierte Resultate der Kartierung von Österreich, die wir in die vorliegende Arbeit integrieren konnten. Bei Dr. K. Ammann (Bern) bedanken wir uns für die kritische Durchsicht des Textes und bei Frau H. Murray für die Korrektur der englischen Zusammenfassung.

Literatur

ANDREEV V.N., 1954: Prirost kormovyh lisajnikov i priemy ego regulirovanija. Trudy Bot. Inst. Akad. Nauk SSSR, Bot. ser. 3 (9): 11 - 74.

CLERC P., 1984: Contribution à la révision de la systématique des usnées (Ascomycotina, Usnea) d'Europe. I. Usnea florida (L.) Wigg. emend Clerc. Cryptogamie, Bryol. Lichénol. 5 (4): 333 - 360.

CULBERSON C.F., AMMANN K., 1979: Standardmethode zur Dünnschichtchromatographie von Flechtensubstanzen. Herzogia 5: 1 - 24.

ELLENBERG Heinz, 1984: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 3. Aufl. Stuttgart (Ulmer): 981 S.

ELLENBERG Hermann, 1985: Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z. Forstwes. 136 (1): 19 - 39.

ESSEEN P.-A., ERICSON L., LINDSTROM H., ZACKRISSON O., 1981: Occurence and ecology of Usnea longissima in central Sweden. Lichenologist 13: 177 - 190.

FARRAR J.F., 1973: Lichen physiology: Progress and pitfalls. In: (Ed. FERRY B.W., BADDELEY M.S., HAWKSWORTH D.L.): Air pollution and lichens. London (Athlone): 389 p.

FREY E., 1958: Die anthropogenen Einflüsse auf die Flechtenflora und -vegetation in verschiedenen Gebieten der Schweiz. Ein Beitrag zum Problem der Ausbreitung und Wanderung der Flechten. Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich 33: 91 - 107.

FREY E., 1960: Lichenologische Forschung in den Alpen im Lichte des Naturschutzes. Jahrb. Ver. Schutze Alpenpfl. u. -tiere 25: 1 - 8.

GAMS H., 1961: Usnea longissima Ach. als kontinentale Nebelflechte. Veröff. Geobot. Inst. Rübel Zürich 32: 167 - 176.

GILBERT O.L., 1977: Lichen conservation in Britain. In: (Ed. SEAWARD M.R.D.): Lichen ecology. London/New York/San Francisco (Academic Press): 415 - 436.

HAWKSWORTH D.L., HILL D.J., 1984: The Lichen-forming fungi. Blackie: 158 p.

HAWKSWORTH D.L., ROSE F., 1970: Quantitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic Lichens. Nature: 227.

LETTAU G., 1911: Beiträge zur Lichenographie von Thüringen. Hedwigia 51: 176 - 220.

MERXMÜLLER H., POELT J., 1954: Beiträge zur Florengeschichte der Alpen. Bayr. Bot. Ges. 30: 91 - 101.

MOTYKA J., 1936: Lichenum generis Usnea studium monographicum. Leopoli: 651 S.

POETSCH J.S., SCHIEDERMAYR K.B., 1872: Systematische Aufzählung der im Erzherzogthume Oesterreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen). KK. zool.-bot. Ges. Wien : 172 - 277.

OTTOSSON I., 1968: Usnea longissima Ach. found in north-western Spain. Svensk bot. Tidskr. 62: 515 - 520.

QUILLET R., 1984: Einfluss des Skibetriebes auf Vegetation und Boden in der alpinen Stufe. Lizentiatsarbeit Univ. Bern (Syst.-Geobot. Inst., unpubl.): 110 S.

RUNGE F., 1984: Vegetationsschwankungen in einem Ericetum cladonietosum. Tuexenia 4: 255 - 256.

RUOSS E., 1984: Zum Problem der Artunterscheidung bei Rentierflechten. Lizentiatsarbeit Univ. Bern (Syst.-Geobot. Inst. unpubl.): 86 S.

RUOSS E., 1985: Die Rentierflechte Cladonia stygia in den Alpen. Bot. Helv. 95(2): 239 - 245.

SEAWARD M.R.D., 1982: Principles and priorities of lichen conservation. J. Hattori Bot. Lab. 52: 401 - 406.

SBN (Schweizer Bund für Naturschutz), 1979: KLN-Inventar. Inventar der zu erhaltenden Landschaften und Naturdenkmäler von nationaler Bedeutung. Basel.

SCHIEDERMAYR K.B., 1894: Nachträge zur systematischen Aufzählung der im Erzherzogthume Oesterreich ob der Enns bisher beobachteten samenlosen Pflanzen (Kryptogamen). KK. zool.-bot. Ges. Wien : 135 - 162.

TÜRK R., WITTMANN H., 1984: Atlas der aktuellen Verbreitung von Flechten in Oberösterreich. Stapfia 11: 98 S.

TÜRK R., WITTMANN H., 1986: Vorläufige Liste der gefährdeten Flechten in Österreich. In: NIKFELD H.: Rote Listen gefährdeter Flechten Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz. Band 5: 202 S.

WIRTH V., 1976: Veränderung der Flechtenflora und Flechtenvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Vegetationsk. 10: 177 - 202.

WIRTH V., 1978: Die Kartierung der Flechten in Baden-Württemberg und ihr Beitrag zum Schutz von Arten und Biotopen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11: 135 - 154.

WIRTH V., 1984: Rote Liste der Flechten (Lichenisierte Ascomyzeten). In: (Ed. BLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. 152 - 162. Greven (Kilda): 270 S.

Adresse:

Engelbert Ruoss
Natur-Museum
Kasernenplatz 6

CH-6003 Luzern

Philippe Clerc
Systematisch-Geobotanisches Institut Univ.
Altenbergrain 21

CH-3013 Bern

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Umweltveränderungen in Österreich, ihr Einfluß auf die Populationsentwicklung jagdbarer Wildtierarten und Konsequenzen für eine ökologisch orientierte Landeskultur

Friedrich Reimoser

S y n o p s i s

Statistics from agriculture, forestry, tourism and traffic were analysed with regard to environmental changes for game during the last 30 - 50 years. The population dynamics of 18 different game species (increasing and decreasing species) are related to modifications in the biotope (bioindication). Consequences for hunting and ecological land improvement programs are recommanded.

Austria, bioindication, environmental change, game, hunting, population dynamics, statistics.

1. Einführung

Im folgenden wird versucht, einen kurzen Überblick über wildökologisch relevante Biotopveränderungen während der vergangenen Jahrzehnte sowie über Tendenzen der Bestandesentwicklung jagdbarer Wildtierarten (Jagdstreckenstatistik) zu geben. Der Beitrag ist als synoptischer Ansatz zur großräumigen Beurteilung der Auswirkung von Umweltveränderungen auf Wildtiere zu verstehen. Dabei sollen nicht primär einzelne Umweltfaktoren analysiert werden, sondern es soll die Vielfalt der Faktoren in ihrer Wirkungsbilanz zum Ausdruck kommen. Die angeführten Daten beziehen sich auf das gesamte österreichische Bundesgebiet sowie primär auf den Zeitraum nach dem 2. Weltkrieg. Auf die oft beträchtlichen regionalen Differenzen der Umwelt- und Wildbestandesveränderungen wurde im vorliegenden Beitrag nicht eingegangen. Das für die Ausarbeitung verwendete Datenmaterial stammt vom Österreichischen Statistischen Zentralamt, von einer Reihe weiterer Fachinstitutionen Österreichs sowie von eigenen Erhebungen (umfangreiches Quellenverzeichnis beim Verfasser).

2. Entwicklung der Bodennutzung

Zwischen den Jahren 1939 und 1982 nimmt der Grünland- und Ackeranteil an Österreichs Wirtschaftsfläche ab (jeweils ca. 4 %), der Anteil der Waldfläche und sonstige Flächen (Wege, verbaute Flächen, Ödland, Gewässer, Industriegelände, etc.) nehmen entsprechend zu (3 % bzw. 5 %; Abb. 1). Seit dem 2. Weltkrieg besteht also ein ständiger Rückgang an landwirtschaftlichem Kulturland, insbesondere zugunsten von Verkehrsflächen, Industrie- und Fremdenverkehrsanlagen, Zweitwohnungen etc. sowie zugunsten der forstwirtschaftlich genutzten Fläche. Die Werte in Abb. 1 beziehen sich auf die langfristig gut vergleichbaren Daten der österreichischen Bodennutzungserhebungen und eignen sich daher am relativ besten für die Ableitung von Entwicklungstendenzen der Bodennutzung. Bedingt

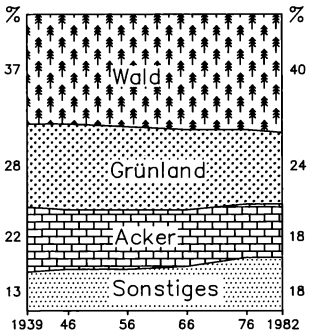


Abb. 1: Veränderung der Bodennutzung in Österreich zwischen den Jahren 1939 und 1982
(Flächenanteil in Prozent der Gesamtwirtschaftsfläche).

durch die spezielle Feststellungsmethodik wird allerdings der effektive Waldanteil an Österreichs Gesamtfläche (derzeit ca. 45 %) mehr oder minder konstant unterschätzt.

Die Waldzunahme ergibt sich aus einer positiven Waldflächenbilanz (Neuaufforstungen überwiegen gegenüber Rodungen, Abb. 2). Neuaufforstungen wurden jedoch mit Schwerpunkt in ohnedies waldreichen Regionen, vorwiegend auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden durchgeführt, und Rodungen erfolgten vorwiegend in relativ waldarmen Gebieten. Die Waldflächenzunahme ist also nur sehr bedingt als günstig zu beurteilen, da sie mit einer Verminderung der Landschaftsvielfalt verbunden ist. Für die Wildtiere bedeutet dies vor allem einen Verlust an Äsungsflächen und bei Aufforstung von Waldwiesen auch den Verlust von Waldrandzonen.

Von wesentlicher wildökologischer Bedeutung ist außerdem die fortschreitende Lebensraumzersplitterung durch den Ausbau des Straßennetzes und sonstige Landschaftsverbauungen. Im Jänner des Jahres 1982 standen in Österreich rund 950 km Autobahnen, 210 km Schnellstraßen, 10 000 km Bundesstraßen, 26 000 km Landesstraßen und ca. 65 000 km Gemeindestraßen unter Verkehr. Weitere 250 km Autobahn sind in Bau und überdies 680 km in Planung (Stand 1982). An Schnellstraßen sind 75 km in Bau und noch weitere 900 km in Planung. In Verbindung mit den teilweise entlang der Straßen verlaufenden Wildzäunen können vor allem Autobahnen und Schnellstraßen zu unüberwindlichen Hindernissen für manche Tierarten werden. Wanderungs- und Rückzugsmöglichkeiten des Wildes werden eingeschränkt und langfristig können sich dadurch auch populationsgenetische Konsequenzen (Populationszersplitterung etc.) ergeben.

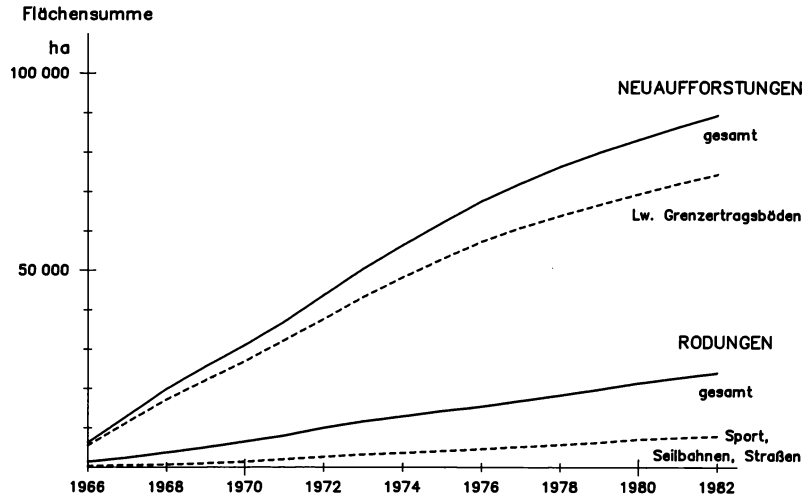


Abb. 2: Neuaufforstungen und Rodungen (Waldflächenbilanz) in Österreich seit dem Jahre 1966.

3. Umweltbereich Forstwirtschaft, Almwirtschaft, Tourismus, Jagd

3.1 Überblick über Umweltveränderungen

Baumartenverteilung und Baumartenmischung:
Der Anteil der Baumart Fichte ist im Wirtschaftswald bis zum Dezennium 1971-80 (Österreichische Forstinventur) sukzessive auf insgesamt nahezu zwei Drittel des Holzvorrates angestiegen (Abb. 3 links). Am stärksten rückläufig ist hingegen der Anteil der Tanne. Eine Trendwende im Hinblick auf die Entwicklung der Baumartenverteilung zeichnet sich in nächster Zukunft nicht ab. Bei der Baumartenmischung (Bestandestypen) fällt auf, daß im Wirtschaftswald (ca. 73 % der österreichischen Waldfläche) die Bestände mit weitgehend reiner Fichtenbestockung dominieren (45 %; Abb. 3 rechts). Nadelholzreinbestände mit fehlender oder nur sporadischer Laubholzbeimischung sind insgesamt auf 68 % der Waldfläche anzutreffen, Laubholzreinbestände nur auf knapp 10 %. Nadelholz-Laubholz-Mischbestände mit überwiegend Nadelbäumen (14 %) und solche mit überwiegend Laubbäumen (8 %) sind insgesamt nur mehr auf 22 % der Fläche vorhanden. Von Natur aus würde der Anteil der Mischbestände auf der heutigen Wirtschaftswaldfläche Österreichs ungefähr 50 % betragen.

In den meist höher gelegenen Schutzwäldern ist der hohe Anteil der Nadelholzreinbestände weniger kritisch zu interpretieren, da er auch unter natürlichen Bedingungen wesentlich höher ist als auf den Standorten des Wirtschaftswaldes (vgl. Abb. 3).

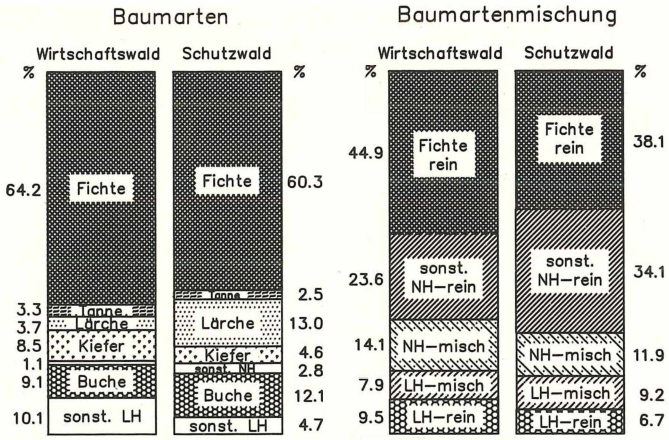


Abb. 3: Baumartenverteilung (Holzvorratprozent) und Baumartenmischung (Bestandesmischung, Flächenprozent) im österreichischen Wald (Österr. Forstinventur 1971 - 1980).

Die Veränderung der Baumartenmischung hat zwangsläufig Veränderungen des (Ober)bodens und der Bodenvegetation zur Folge und wirkt sich dadurch auf das Nahrungsangebot für im Wald beheimatete Wildtiere entscheidend aus. Unter Nadelbäumen entwickelt sich im Gegensatz zu Laubholzbeständen im Frühjahr keine oder nur eine sehr spärliche Geophytenflora, wodurch sich insbesondere für Wildwiederkäuer in dieser Zeit ein eklatanter Ernährungsengpaß ergeben kann und Wildschäden an Waldbäumen (Schälschäden, Verbiß) entsprechend ansteigen. Das Fehlen fruchttragender Laubbäume (Buche, Eiche etc.) führt häufig auch zu einem Mangel an Herbstäsung (Herbstmast).

Schlußgrad des Waldes:
Nahezu 80 % des Wirtschaftswaldes sind nach waldbaulichen Gesichtspunkten als zu dicht bzw. als auflockerungsbedürftig zu klassifizieren (vgl. Abb. 4). In dichten, nicht oder nur schwach durchforsteten Fichtenbeständen kommen oft nur 5 % des Freiflächenlichtes oder noch weniger bis zum Waldboden durch. Bei sehr dichtem Kronenschluß der Bestände kann sich durch den entstehenden Lichtmangel keine grüne Bodenvegetation mehr entwickeln, wodurch diese Flächen als Äsungsflächen für Wildtiere weitgehend ausgefallen sind. Der für den Energiehaushalt freilebender Tiere wichtige Klimaschutz bzw. Witterungsschutz bei Schlechtwetter ist allerdings in dichten, gleichförmigen wintergrünen Nadelholzbeständen, wie sie insbesondere aus Freiflächenaufforstungen im Anschluß an Kahlhiebe entstehen, erheblich besser gewährleistet als in naturnah strukturierten Mischbeständen. Einer verbesserten Einstandsqualität steht also ein vermindertes Nahrungsangebot gegenüber. Ein Abbau der

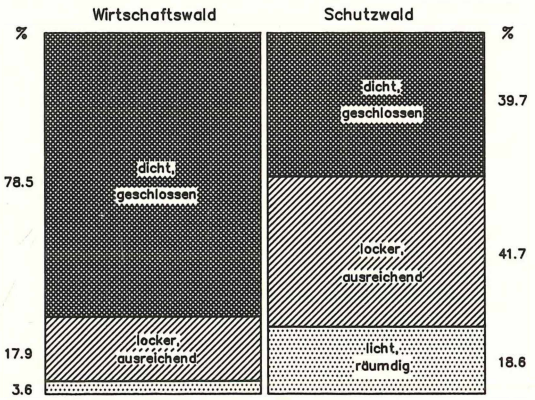


Abb. 4: Kronenschlußgrad der Waldbestände in Österreich, Flächenprozent (Österr. Forstinventur 1971 - 1980).

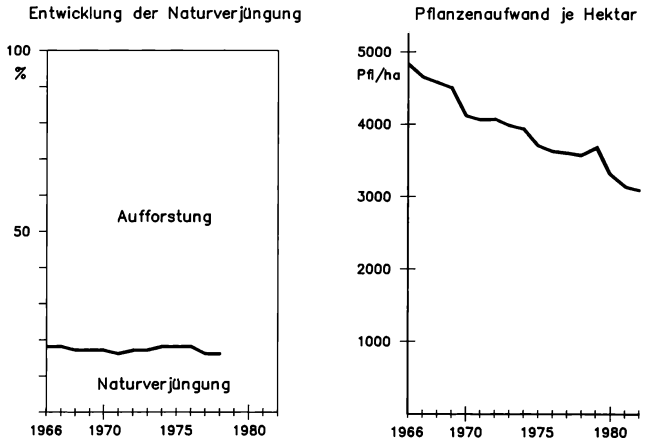


Abb. 5: Waldverjüngung in Österreich.
Anteil der Verjüngungsverfahren sowie Pflanzenaufwand bei Aufforstungen seit dem Jahre 1966.

Durchforstungsrückstände im österreichischen Wald wird zwar angestrebt, ist jedoch sicherlich nicht kurzfristig realisierbar.

Waldverjüngung:
Als Waldverjüngungsverfahren dominiert nach wie vor stark die künstliche Verjüngung (Aufforstung von vorwiegend Fichte) gegenüber den natürlichen Verjüngungsverfahren (Abb. 5). Außerdem nimmt die Anzahl der aufgeforsteten Pflanzen je Hektar ständig ab (1982 im Mittel nur mehr etwa 3000 Stück/ha, Abb. 5), wodurch sich eine stark erhöhte Verbißschadensanfälligkeit des Jungwuchses ergibt; praktisch jeder verbissene Baum verursacht wirtschaftliche Schäden, da kein natürliches 'Überschußangebot' an jungen Bäumen mehr vorhanden ist (bei natürlicher Waldverjüngung beginnt die Entwicklung der neuen Waldgeneration mit vielfach höheren Stammzahlen, oft mit mehreren hundert Tausend kleinen Bäumchen je Hektar; vgl. REIMOSER 1984, 1985).

Forstwege:
Der intensive Forstwegebau führte in den vergangenen Jahrzehnten zur Erschließung vieler ehemals schwierig erreichbarer und daher weitgehend unberührter Waldgebiete. Durch den Bau der Forststraßen wurde jedoch nicht bloß die Forstwirtschaft intensiviert, sondern auch der Tourismus konnte sich entlang dieser neu entstandenen 'Orientierungslinien' bis in einst ungestörte Refugialgebiete des Wildes ausbreiten; dies insbesondere seit der öffentlichen Zugänglichkeit des Waldes ('Waldöffnung'-Forstgesetz 1975). Der jährliche Forstwegeneubau stagniert zwar insgesamt bereits weitgehend (Abb. 6), wildökologisch bedeutsam ist jedoch die zunehmende Verlagerung des Wegebaues in bisher wenig erschlossene Hochlagen (über 1200 m ü.d.M.), nachdem die Aufschließung in tieferen Lagen teilweise bereits abgeschlossen ist. Im Jahre 1966 lag die Forstaufschließung (LKW-befahrbare Wege) noch fast ein Drittel unter der Wegedichte von 1982 (31 m/ha, Abb. 6).

Almwirtschaft:
Die Almwirtschaft war zwischen den Jahren 1952 und 1974 stark rückläufig (Abb. 7), wurde jedoch in einigen Regionen Österreichs in letzter Zeit wieder etwas intensiviert. Im Sommer beweidete Almflächen stellen im Frühjahr und Herbst einen sehr günstigen Nahrungspuffer für Schalenwild dar. Durch die starke Almerschließung mit LKW- und traktorbefahrbaren Wegen (Abb. 7) wurden die Almen jedoch häufig zu Konzentrationspunkten des Tourismus und dadurch zu Ausgangspunkten für die ständig zunehmende Beunruhigung des Wildes in den Hochlagen. Wo also durch noch bestoßene Almen heute günstige Ernährungsbedingungen vorhanden wären, können diese durch die entstandene Beunruhigung jetzt häufig nur mehr in geringem Umfang bzw. in beschränkten Zeiträumen von den Tieren genützt werden.

Waldweide:
Waldweide durch Haustiere hat ebenfalls abgenommen (Abb. 8). Stark angestiegen ist hingegen das Ausmaß der jährlich gegen Weidevieh und Wild eingezäunten Waldfläche (Abb. 8). Wildauszäunungen führen zu erhöhten Wildkonzentrationen auf den verbleibenden Flächen außerhalb des Zaunes.

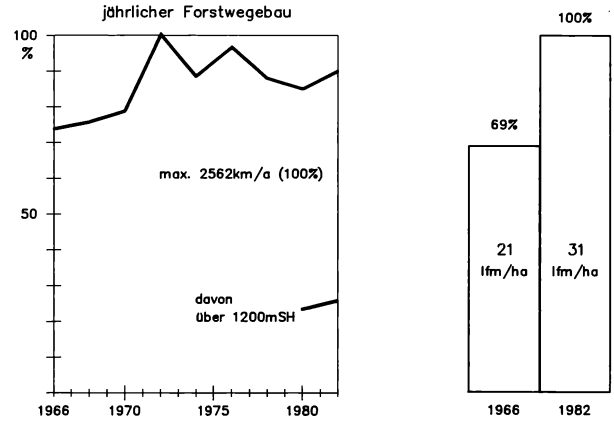


Abb. 6: Forstaufschließung in Österreich seit dem Jahr 1966 (LKW-befahrbare Forststraßen).

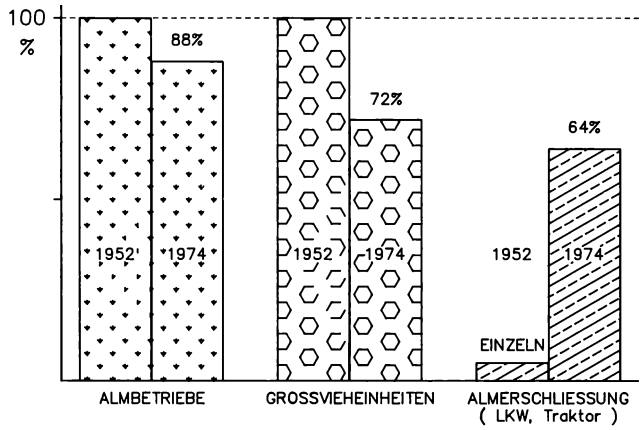


Abb. 7: Veränderung der Almwirtschaft in Österreich zwischen den Jahren 1952 und 1974 (Almbetriebe, Großvieheinheiten, durch traktorbefahrbare Wege erschlossene Almen).

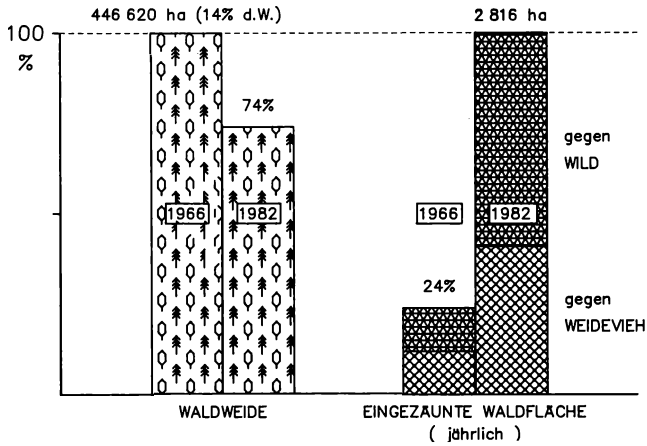


Abb. 8: Veränderung der Waldweide in Österreich zwischen den Jahren 1966 und 1982 (beweidete Waldfläche, jährlich eingezäunte Waldfläche).

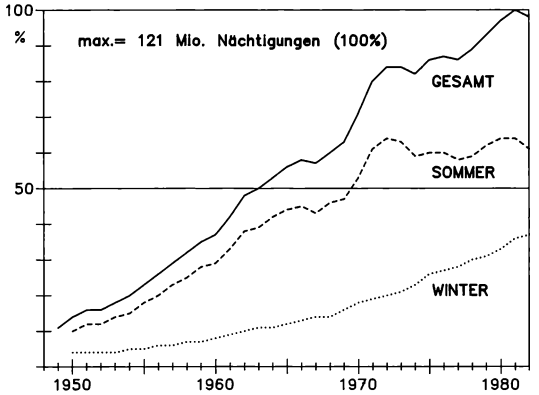


Abb. 9: Entwicklung des Fremdenverkehrs in Österreich seit dem Jahre 1949 (jährliche Nächtigungen).

Fremdenverkehr:
Nach dem 2. Weltkrieg konnte eine steile Aufwärtsentwicklung des Fremdenverkehrs verzeichnet werden (Verzehnfachung der Nächtigungsanzahl vom Jahre 1948 bis zum Jahr 1981, Abb. 9). Während der Sommertourismus seit 1970 mehr oder minder stagniert, zeigt die Anzahl des Winterfremdenverkehrs weiterhin eine ansteigende Entwicklungstendenz (Abb. 9). Dies ist in wildökologischer Hinsicht ungünstig, da sich Beunruhigungen des Wildes im Winter, also in der Zeit des größten Ruhebedürfnisses der Tiere (Energieeinsparung), wesentlich negativer auswirken können als vergleichbare Störfaktoren im Sommer. Durch den stark zunehmenden Schitourismus haben sich die winterlichen Belastungen verschiedener Wildtierarten in Berggebieten stark vermehrt. Die Anzahl der Seilbahnen und Aufstiegshilfen hat sich seit dem Jahre 1955 mehr als verzehnfacht und die Transportkapazität dieser Anlagen ist noch stärker angestiegen (Abb. 10). Solange Schiläufer sich bei der Abfahrt an Pisten halten, wirkt sich ihr Einfluß auf das Wild allerdings weniger störend aus als bei Schilanglauf im Wald oder beim immer attraktiver werdenden Variantenschilauf im Tiefschnee und durch Wälder abseits der Piste. Auch Helikopter werden als 'Aufstiegshilfen' vermehrt eingesetzt, wodurch entlegenste Regionen leicht erreicht werden können.

Jagd:
Von jagdlicher Seite wurde die Umweltsituation für Wildtiere vor allem durch die allgemein starke Intensivierung der Winterfütterung für Schalenwild in den vergangenen Jahrzehnten, die vermehrte Anlage von Wildwiesen und Wildäckern sowie durch die regional und artspezifisch unterschiedlich starke Bejagung der Tiere sehr maßgeblich beeinflußt.

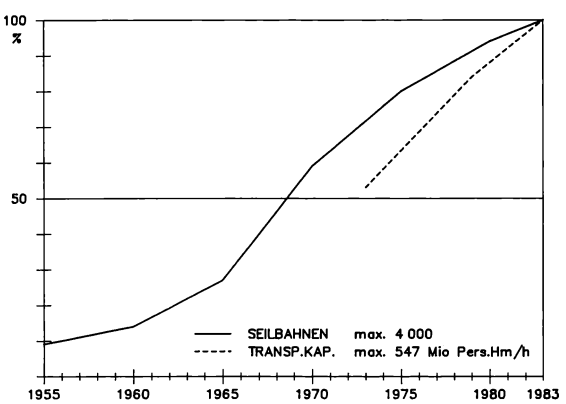


Abb. 10: Zunahme der Anzahl von Seilbahnen und Aufstiegshilfen sowie deren Transportkapazität (Personen-Höhenmeter/Stunde) in Österreich seit dem Jahr 1955 bzw. 1973.

3.2 Abschußstatistik - Wildbestandesentwicklung

Wie die unterschiedlichen Wildtierarten nun auf die Summe der Veränderungen in ihrer Umwelt, von denen im vorliegenden Beitrag nur einige angedeutet werden konnten, reagiert haben, läßt sich am ehesten an Hand der Abschußstatistiken abschätzen. Erfahrungsgemäß können jedoch Angaben über den Wildabschuß sowohl unter als auch über den realen Werten liegen, und Abschußzahlen korrelieren außerdem nur bedingt mit Wildbestandesveränderungen. Durch die großräumige Zusammenfassung und den langfristigen Vergleich der verfügbaren Daten dürften aber zumindest grundlegende Entwicklungstendenzen der Wildbestände aus den nachstehenden Abbildungen ablesbar sein, da nachhaltig mögliche Abschüsse einen entsprechenden Mindestwildbestand bzw. -wildzuwachs zwangsläufig voraussetzen.

Schalenwild:
Bei den am zahlreichsten vorkommenden Schalenwildarten Reh-, Rot- und Gamswild zeigt sich eine sehr ähnliche Entwicklungstendenz seit dem Jahre 1948 (Abb. 11). Die maximalen Abschußzahlen wurden bei allen drei Wildarten in den Jahren 1977 und 1978 erreicht, nachdem sie sich bis zu diesem Zeitpunkt seit 1948 etwa verfünffacht und seit 1960 nahezu verdoppelt haben. In den letzten Jahren war der Abschuß leicht rückläufig. Dieser Zeitraum von wenigen Jahren ist allerdings zu kurz, um daraus bereits einen Rückgang des Wildbestandes ableiten zu können. Da der Abschuß dieser Wildarten einer Abschußplanbewilligung unterliegt, kann sich der im Diagramm ersichtliche vorübergehende Kurvenabfall unter Umständen auch durch veränderte Abschußrichtlinien der Jagdbehörden ergeben. Eigene Erhebungen weisen darauf hin, daß bestenfalls beim Rotwild eine österreichweite Bestandesreduktion oder -stagnation eingetreten ist, nicht jedoch bei Reh- und Gamswild, die weiterhin zunehmen. Auch die noch immer steigenden Fallwildzahlen weisen auf eine Bestandeszunahme hin (Abb. 11), zumal der Anteil des durch Straßenverkehr getöteten Fallwildes seit dem Jahr 1974 ungefähr konstant bleibt. Gamswild ist in den letzten Jahren schwieriger bejagbar geworden, da es sich von den waldfreien Hochlagen verstärkt in tiefergelegene und unübersichtlichere Waldgebiete ausbreitete bzw. dorthin abgedrängt worden ist (Beunruhigung, etc.). Beim Rotwild stehen außer der Abschußstatistik noch Daten über sein Verbreitungsgebiet zur Verfügung. In den 30 Jahren zwischen 1945 und 1975 hat sein Verbreitungsareal in Österreich um nahezu 800 000 ha bzw. 22 % zugenommen (SMIDT 1977). Seither dürfte sich die Arealausdehnung nicht gravierend verändert haben.

Außer der starken Zunahme der drei Hauptschalenwildarten nach dem 2. Weltkrieg, trotz verschiedener wildökologisch negativer Entwicklungen in der Kulturlandschaft, faßten noch zusätzliche wiederkäuende Schalenwildarten nach (Wieder)einbürgerung in Österreich Fuß: Muffelwild-, Damwild- und Steinwildabschüsse liegen zwar bei absolut noch geringen Werten, zeigen jedoch eine steil ansteigende Entwicklungstendenz (Abb. 12). Die starke Schalenwildzunahme trotz Einengung des Lebensraumes führte u. a. zu ständig ansteigenden Wildschäden am Wald. Die jährlich entstehenden Schäl-, Verbiß- und Fegeschäden liegen nach Angaben der Forstlichen Versuchsanstalt gegenwärtig bei mindestens 800 Millionen Schilling.

Raubwild:
Fuchs-, Marder- und Dachsbestände haben ebenfalls zugenommen, obwohl sie im Gegensatz zu den Schalenwildarten keinesfalls durch jagdliche Hegemaßnahmen (unmittelbar) begünstigt worden sind. Der überaus rasche Anstieg der Marderabschüsse (Abb. 13) resultiert primär aus der europaweiten Zunahme des Steinmarders, dessen Vorkommen sich vor allem im suburbanen Bereich häuft. Der vorübergehende Rückgang der Fuchs- und Dachsabschüsse seit einigen Jahren dürfte mit dem verstärkten Auftreten der Tollwut zusammenhängen.

Rauhfußhühner:
Zu den trotz jagdlicher Schonung und Hege rückgängigen Wildtierarten zählen Auer-, Birk- und Haselhuhn. Am relativ geringsten ist der Rückgang beim Birkwild, da alpine Vorkommen sich relativ gut an die gegenwärtige Umweltsituation anpassen konnten (Abb. 14). Im nicht alpinen Bereich (Waldviertel etc.) ist das Birkhuhn jedoch, unter anderem durch die Zerstörung der Moorflächen, nahezu verschwunden. Bei Auer- und Haselwild scheint sich der Bestand seit einigen Jahren auf einem relativ tiefen Niveau konsolidiert zu haben, und er zeigt in einzelnen Regionen sogar wieder zunehmende Tendenz.

Bei den meisten Wildarten sind die genauen Ursachen ihrer Bestandesveränderungen auf Grund der multifaktoriellen Problematik unklar, beim Auerwild dürften jedoch außer eventuellen Klimaveränderungen primär forstliche Einflüsse eine Rolle spielen. Die einstigen durch intensive Waldweide und Streunutzung degradierten Wälder mit zahlreichen Zwergsträuchern und aufgelockerten, leicht durchfliegbaren Altholzbeständen, die für das Auerwild sehr günstige Lebensbedingungen darstellten, wurden von auerwildfeindlicheren Waldstrukturen abgelöst (Intensivierung der Forstwirtschaft, Trennung von Wald und Weide etc.).

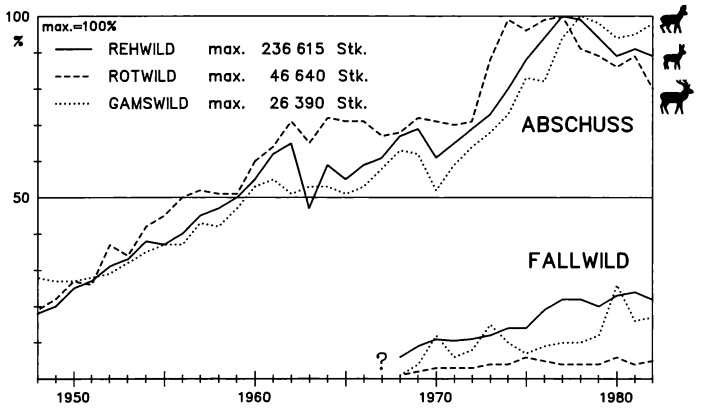


Abb. 11: Veränderung der jährlichen Jagdstrecke (Wildabschuß) und Fallwildanzahl in Österreich zwischen den Jahren 1948 und 1982: Rehwild, Rotwild, Gamswild.

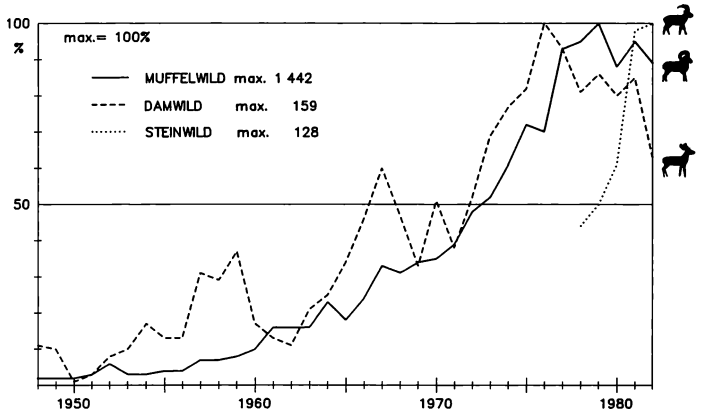


Abb. 12: Jährlicher Wildabschuß in Österreich (Maximum = 100 %): Muffelwild, Damwild, Steinwild.

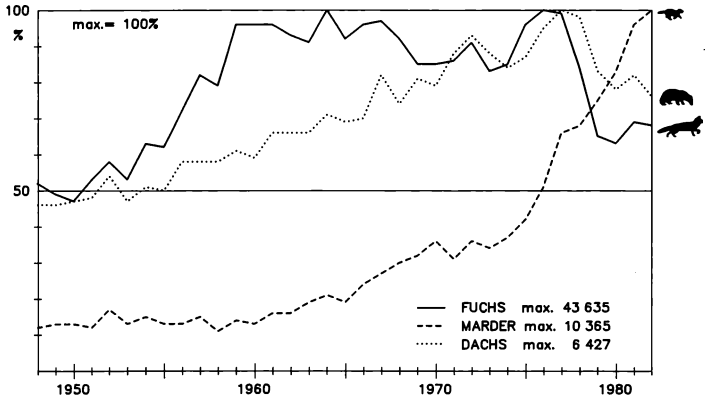


Abb. 13: Jährlicher Wildabschuß in Österreich: Fuchs, Marder, Dachs.

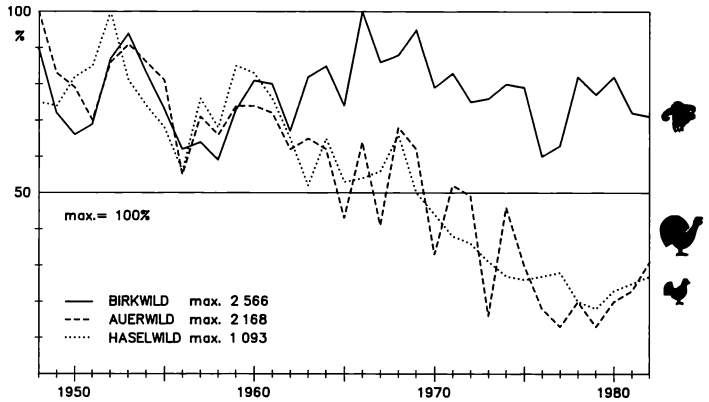


Abb. 14: Jährlicher Wildabschuß in Österreich: Birkwild, Auerwild, Haselwild.

Am Beispiel des Auerwildes und seiner Abhängigkeit von der Nutzungsform des Waldes wird besonders deutlich, wie schwierig die Frage zu beantworten ist, ob die zahlreichen Auerwildvorkommen beispielsweise in den 50er Jahren als anthropogen bedingt unnatürlich hoch zu beurteilen sind oder aber das geringe Vorkommen in den 70er Jahren als unnatürlich niedrig. Wahrscheinlich ist beides der Fall. Zur eindeutigen Beantwortung dieser Frage fehlt uns jedoch ein naturbezogener Maßstab.

4. Umweltbereich Landwirtschaft und Niederwild

4.1 Überblick über Umweltveränderungen

Fruchtartenverteilung:
Zusätzlich zur Verminderung des Wiesen- und Ackerflächenausmaßes (Abb. 1) hat sich auch die Fruchtartenverteilung auf den Ackerflächen in den vergangenen Jahrzehnten gravierend verändert (Abb. 15). Der Getreideflächenanteil hat von 49 % im Jahre 1946 auf 75 % im Jahre 1982 zugenommen, wobei insbesondere der Anbau von Körnermais stark angestiegen ist. Hülsenfrüchte, Hackfrüchte, Feldgemüse, Futterpflanzen und Ackerbrachland haben entsprechend abgenommen. Der Anteil von Futtermais an der gesamten Futterpflanzenfläche ist jedoch stark angestiegen (Abb. 15).

Hektarerträge:
Die Produktivität der landwirtschaftlich genutzten Flächen konnte seit 1950 insbesondere durch Mineralstoffdüngung, Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie durch

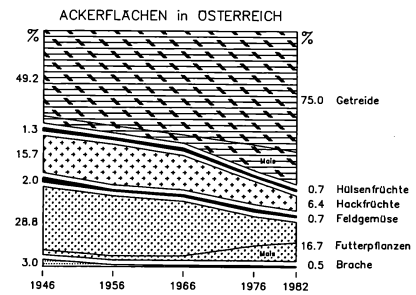


Abb. 15: Veränderung der Fruchtartenverteilung auf Ackerland in Österreich (Flächenprozent) zwischen den Jahren 1946 und 1982.

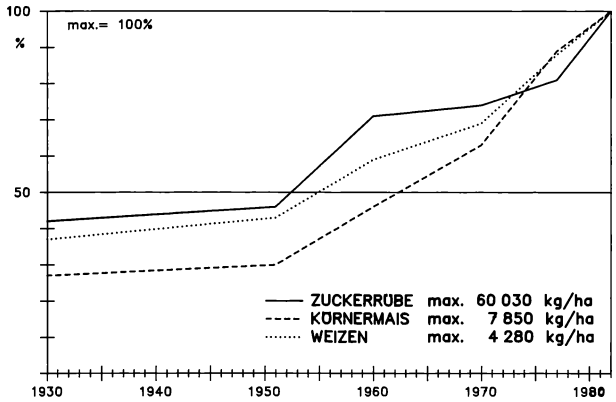


Abb. 16: Prozentuelle Entwicklung der Hektarerträge bei Zuckerrübe, Körnermais und Weizen in Österreich zwischen den Jahren 1930 und 1980 (Maximum = 100 %).

Züchtung ertragreicherer Sorten entscheidend angehoben werden. Bei Zuckerrübe und Weizen haben sich die Hektarerträge beispielsweise mehr als verdoppelt, bei Körnermais nahezu vervierfacht (Abb. 16).

Düngemittel- und Reinnährstoffverbrauch:
Der Handelsdüngerabsatz hat sich seit 1950 trotz Verminderung der landwirtschaftlichen Fläche mehr als verdreifacht. Er lag im Wirtschaftsjahr 1981/82 bei 1.1 Millionen Tonnen. Noch gravierender angestiegen ist der Reinnährstoffverbrauch ($N+P_2O_5+K_2O$) je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche (ohne Almen, Bergmähder, Hutweiden und Streuwiesen), nämlich von 26 kg/ha im Jahr 1950 auf 149 kg/ha (573 %) im Jahr 1982; der Maximalwert wurde 1972 erreicht (162 kg/ha). Der intensive Düngemitteleinsatz trägt entscheidend zur Vorverlegung des Erntezeitpunktes und zur häufigeren Nutzung insbesondere auf Grünlandflächen bei. Dies führt, gemeinsam mit dem Einsatz zahlreicher landwirtschaftlicher Maschinen, vor allem im Frühjahr zu großen Wildverlusten (Jungwild, Gelege etc.).

Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel:
Von diesen Produkten wurden in Österreich im Jahre 1980 4340 Tonnen verbraucht (8 % Insektizide, 39 % Fungizide, 50 % Herbizide, 2 % Atemgifte, 1 % sonstige Mittel).

Mechanisierung:
Abb. 17 zeigt den rasch zunehmenden Mechanisierungsgrad am Beispiel der Traktorenanzahl und den gleichzeitigen Rückgang der menschlichen Arbeitskräfte je 100 ha Gesamtwirtschaftsfläche (8.3 Mill. ha). Diese Entwicklung setzte etwa um 1950 ein. Zu berücksichtigen ist,

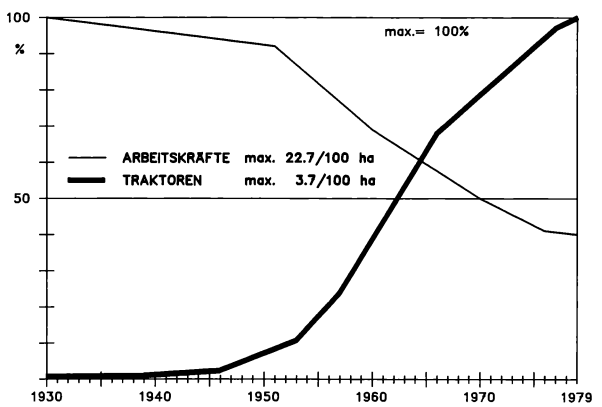


Abb. 17: Prozentuelle Entwicklung von Traktorenanzahl und Arbeitskräfteeinsatz je 100 ha land- und forstwirtschaftlich genutzter Fläche zwischen den Jahren 1930 und 1979.

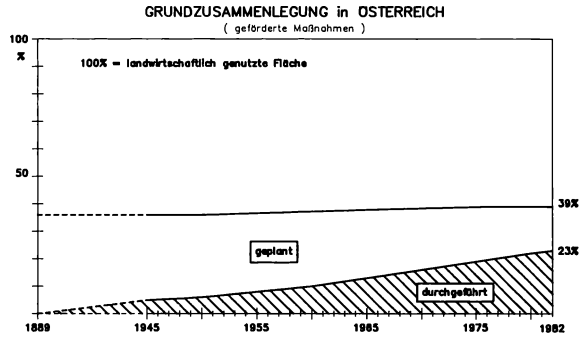


Abb. 18: Grundstückzusammenlegung in Österreich in Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche seit 1889.

daß außer der Anzahl der verwendeten Maschinen auch deren Leistungsfähigkeit und Gewicht entscheidend angehoben wurde.

Grundstückszusammenlegung und Flurbereinigung:
Die primär durch den hohen Mechanisierungsgrad in der Landwirtschaft aus wirtschaftlichen Gründen erforderlichen Grundstückzusammenlegungen und Flurbereinigungen konnten bereits großteils realisiert werden. Bisher (1982) sind auf 23 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche (3.7 Mill. ha) Grundstückzusammenlegungen durchgeführt worden (Abb. 18). Diese Maßnahmen konzentrieren sich jedoch vorwiegend auf die Ackerflächen, die nur etwas mehr als 40 % der landwirtschaftlichen Flächen umfassen (vgl. Abb. 1), wodurch etwa 50 % der Ackerflächen von der Zusammenlegung betroffen sein dürften. Der durch Grundstückzusammenlegung verursachte Verlust von wildökologisch wertvollen Feldrainen beträgt nach Angaben des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft (1959) durchschnittlich ungefähr 300 m Randzone je Hektar; es entstehen dadurch jedoch nur etwa 120 m^2 Flächengewinn für die landwirtschaftliche Nutzung. Für das Niederwild in der österreichischen Agrarlandschaft bedeutet dies insgesamt bereits 256 200 km Feldrainverlust (dies entspricht der 6.4fachen Erdäquatorlänge). Die Anpflanzung von Windschutzgürteln kann diesen Verlust zwar geringfügig ausgleichen, jedoch weder quantitativ noch qualitativ annähernd gleichwertig ersetzen. Einen Überblick über Geländekorrekturen und Gewässerregulierungen gibt Abb. 19.

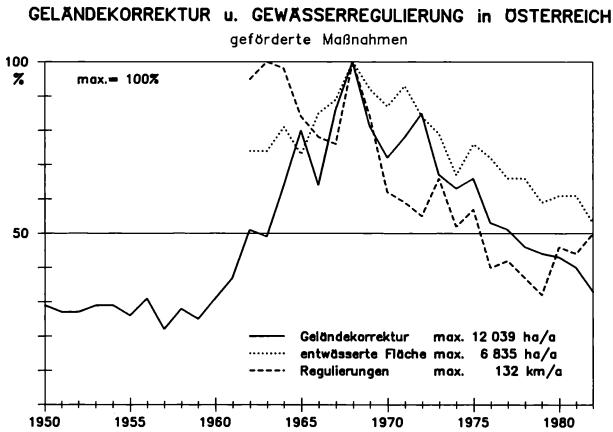


Abb. 19: Jährliche Geländekorrekturen und Gewässerregulierungen (geförderte Maßnahmen) in Österreich zwischen den Jahren 1950 und 1980.

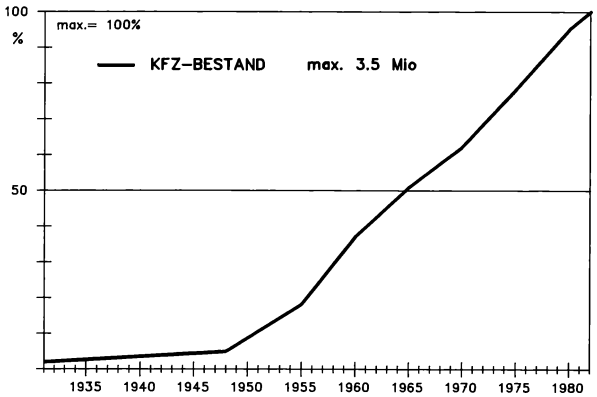


Abb. 20: Entwicklung des Kraftfahrzeugbestandes in Österreich seit dem Jahre 1931.

Straßenverkehr:
Der Kraftfahrzeugbestand hat sich seit 1950 mehr als verzehnfacht (Abb. 20) und außerdem fahren die Fahrzeuge heute wesentlich schneller als damals, wodurch dem Wild weniger Fluchtmöglichkeit bleibt. Ähnlich wie auch durch die häufigeren und immer schneller fahrenden landwirtschaftlichen Maschinen die Fallwildrate des Niederwildes stark ansteigt (insbesondere durch Ausfälle beim Jungwild), fordert auch der Straßenverkehr vermehrte Opfer bei Wildtieren (vgl. auch Abschnitt 2 - Straßennetz).

4.2 Abschußstatistik und Wildbestandesentwicklung beim Niederwild

Hase, Fasan, Rebhuhn:
Diese Wildarten unterliegen keiner behördlichen Abschußplanbewilligung und werden in der Regel nicht selektiv bejagt. Die Höhe des Abschusses richtet sich in der Regel nach dem jeweils im Herbst jagdlich nutzbaren Zuwachs. Deshalb bringen die Abschußzahlen dieser Wildarten deren Bestandesentwicklung wesentlich klarer zum Ausdruck als dies beispielsweise bei Schalenwildarten der Fall ist. Typisch für Niederwildarten sind die starken jährlichen Schwankungen der Wildbestandes- bzw. Abschußdichte (Abb. 21) zur Zeit der Jagd im Herbst, da sich vor allem Witterungseinflüsse im Frühjahr entscheidend auf den Erfolg der Jungenaufzucht des Wildes und damit auf den jagdlich nutzbaren Wildzuwachs auswirken. Besonders negativ wirkt sich feucht-kalte Frühjahrswitterung aus. Abgesehen von diesen jährlichen Schwankungen zeichnet sich beim Rebhuhn im vergangenen Jahrzehnt eine anhaltend negative Bestandesentwicklung ab. Bei Hase und Fasan ist diese Entwicklungstendenz zwar ebenfalls zu erkennen, jedoch nicht sehr deutlich ausgeprägt. Wenn bei den beiden letztgenannten Arten kein sehr deutlicher Rückgang festgestellt werden kann, so ist dabei zu berücksichtigen, daß hohe Abschüsse in der Vergangenheit ohne intensive jagdliche Hegemaßnahmen für das Niederwild möglich gewesen sind und daß die heute noch immer relativ hohe Wilddichte ohne diese gegenwärtig vermehrten Hegemaßnahmen (Hegeinseln, Wildäcker, Fütterung etc.) wahrscheinlich erheblich geringer sein würde. Im Gegensatz zu Hase und Rebhuhn werden Wilddichte und Abschuß beim Fasan außerdem durch zahlreiche Wildaussetzungen aus Volieren im Frühjahr und vor der Schußzeit beeinflußt.

Die Angaben über das Fallwild (Abb. 21) stellen sicherlich nur Mindestwerte dar, da tote Tiere (vor allem Jungtiere) häufig nicht gefunden bzw. registriert werden.

Wildenten, Wildtauben, Schnepfen:
Hierbei handelt es sich um Artengruppen, wobei bei Wildenten die Stockente dominiert und bei Wildtauben die Ringeltaube. Auffällig ist die Gipfelung der Ringeltaubenabschüsse im Zeitraum 1965 bis 1970 und die stark ansteigende Bestandesentwicklung der Stockente (Abb. 22).

5. Zusammenfassung zur Wildbestandesentwicklung

Die einzelnen Wildtierarten reagierten in den vergangenen 35 Jahren sehr unterschiedlich auf die Veränderungen ihres Lebensraumes. Einzelne Arten

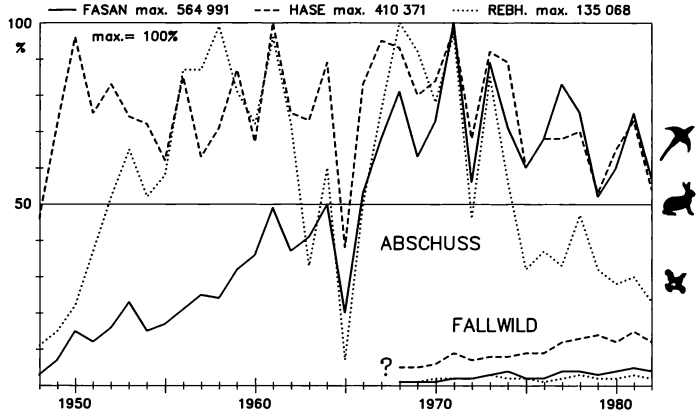


Abb. 21: Jährlicher Wildabschuß und Fallwild in Österreich: Fasan, Hase, Rebhuhn.
(Maximum = 100 %)

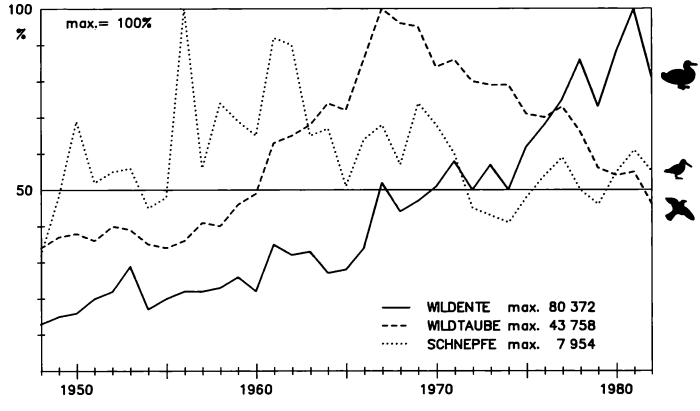


Abb. 22: Jährlicher Wildabschuß in Österreich: Wildente, Wildtaube, Schnepfe.

haben in ihrem Bestand stark zugenommen, das Vorkommen anderer ist trotz jagdlicher Schonung und Hege rückläufig. Die Artenvielfalt wurde geringer, die Anzahl des jährlich erlegten Wildes (Biomasse) stieg hingegen bis in die 70er Jahre stark an (vgl. Tab. 1). So ist zum Beispiel bei Berücksichtigung der gesamten Jagdstrecke (sämtliche in der Jagdstatistik registrierte Arten) festzustellen, daß sich zwar die Anzahl der bejagten Wildarten (und Wildartengruppen) im Zeitraum zwischen 1948 und 1982 von 32 auf 26 Arten (gruppen) verminderte, die Anzahl des insgesamt erlegten Wildes im Jahr 1982 (1 057 861 Stück) jedoch auf 274 % der Gesamtstrecke des Jahres 1948 (386 002 Stück) angestiegen ist. Gegenwärtig in der Abschußstatistik nicht mehr aufscheinende Wildarten(gruppen) sind Schnee- und Steinhuhn, Wachtel, Taucher, Habichte und Sperber, Weihen, Bussarde und Fischreiher; nach 1948 neu hinzugekommen sind Sika- und Steinwild. Die Anzahl der ausgegebenen Jahresjagdkarten stieg im selben Zeitraum um rund 110 %. Der durchschnittliche Gesamtabschuß je Jäger vermehrte sich von 7.7 Stück Wild pro Jäger im Jahre 1948 auf 10.1 Stück im Jahr 1982. In den Jahren 1960 und 1970 lagen die Werte höher (13.1 bzw. 14.6 Stück pro Jäger). Bei ausschließlicher Berücksichtigung des Schalenwildabschusses (inkl. Schwarzwild) entfielen auf einen Jagdkartenbesitzer im Mittel 2.7 Stück (im Jahre 1982); 1960 waren es noch 2.5 Stück, 1948 jedoch erst 1.2 Stück.

Tab. 1: Wildabschüsse, Anzahl der bejagten und in der Jagdstatistik registrierten Wildarten(gruppen), ausgegebene Jagdkarten, mittlere Abschußanzahl pro bejagter Wildart sowie pro Jagdkartenbesitzer für die Jahre 1948, 1960, 1970 und 1982 (Werte des gesamten österreichischen Bundesgebietes).

Jahr	1948	1960	1970	1982
Schalenwild				
Abschuß (Stück)	58 544	173 931	194 577	278 599
Arten	6	6	7	8
Sonst. Haarwild				
Abschuß (Stück)	242 002	347 147	432 658	329 266
Arten(gruppen)	9	9	9	8
Federwild*				
Abschuß (Stück)	85 456	379 267	606 346	449 996
Arten(gruppen)	17	17	13	10
Summe				
Abschuß (Stück)	386 002	900 345	1 233 581	1 057 861
Arten(gruppen)	32	32	29	26
Abschuß je Wildart (Stück, Mittelwert)	12 063	28 136	42 537	40 687
Jagdkarten	~50 000	~68 500	84 334	104 313
Gesamtabschuß je Jäger (Stück)	7.7	13.1	14.6	10.1
Schalenwildabschuß je Jäger (Stück)	1.2	2.5	2.3	2.7

* = ohne Krähen, Elstern und Häher

Um einen besseren Vergleich der langfristigen Abschußentwicklung einzelner Arten zu ermöglichen bzw. kurzfristige (jährliche) Abschußschwankungen auszugleichen, wurden die mittleren Abschußzahlen aus drei verschiedenen Dezennien bei 11 der jagdlich bedeutendsten Wildarten zusammengestellt (Abb. 23). Eine Abschußzunahme erfolgte bei Schalenwildarten, Mardern, Fasan und Murmeltier, eine Abnahme bei Auerwild, und bei den übrigen vier Arten (Birkwild, Fuchs, Rebhuhn, Feldhase) stiegen die Abschußzahlen vom ersten Dezennium (1948-1957) bis zum zweiten (1960-1969) an und nahmen danach wieder ab. Bezogen auf die Gesamtsumme aller dieser 11 Wildarten steigt die mittlere jährliche Jagdstrecke im Verlauf der Dezennien nahezu gleich stark an wie die Anzahl der Jäger, wodurch die durchschnittliche Strecke eines Jägers, bezogen auf diese 11 Wildarten, annähernd konstant bleibt (Abb. 24). Die Werte waren in den 60er Jahren mit durchschnittlich 12.2 Stück pro Jäger nur um etwa 15 % bzw. 10 % höher als in den Vergleichsdezennien vor- und nachher. Diese Entwicklung eines mehr oder minder parallelen Anstieges der Anzahl von Jägern und der jährlichen Abschußzahlen ist äußerst kritisch zu beurteilen, da die größere Jagdstrecke aus immer weniger Wildarten resultiert, die auf die gegenwärtige Form der Kulturlandschaft und auf jagdliche Hegemaßnahmen sehr positiv ansprechen, und die teilweise bereits jetzt untragbare Schäden an Wald und Landschaft verursachen (insbesondere Schalenwild). Eine weitere Populationsausbreitung dieser Arten im eingeschränkten und stark belasteten Lebensraum sollte im Sinne einer ökologisch ausgerichteten Wildbewirtschaftung bzw. Wildbestandesregulierung verhindert werden. Regional ist zweifellos eine Reduktion des Schalenwildbestandes erforderlich.

6. Schlußfolgerung

Ansteigender Individuenreichtum bei gleichzeitiger Artenverarmung von Wildtieren ist ein schwerwiegender Hinweis (Indikator) für die zunehmende Labilisierung des Ökosystemes 'Landschaft', in dem zahlreiche Umweltveränderungen integriert sind. Natürliche Regelmechanismen zwischen Wildtieren und deren Umwelt funktionieren nicht oder nur mehr teilweise. Dies kann leicht zu Fehlinformationen im Regelsystem 'Umwelt' führen

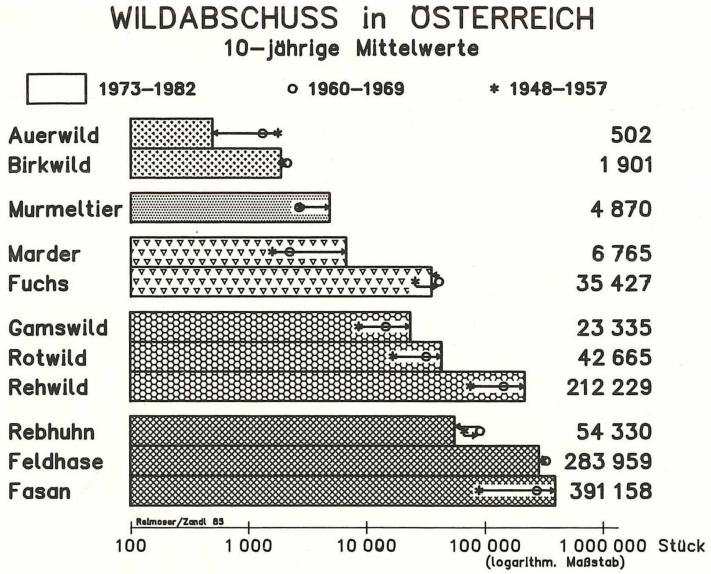


Abb. 23: Vergleich der Abschußwerte bei 11 jagdlich bedeutenden Wildarten Österreichs (Mittelwerte aus 3 verschiedenen Dezennien).

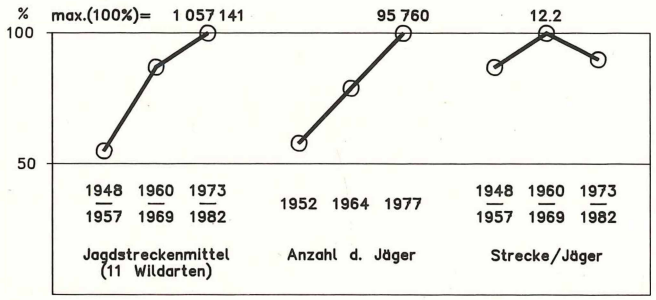


Abb. 24: Durchschnittliche Jagdstreckensumme (11 jagdlich bedeutende Wildarten, vgl. Abb. 23), Anzahl der Jagdkartenbesitzer und Wildabschuß je Jagdkartenbesitzer für die drei Dezennien 1948 bis 1957, 1960 bis 1969 und 1973 bis 1982.

(vgl. REIMOSER 1983). Immer mehr Wildarten werden zu sogenannten 'Problemarten', einerseits durch ihr regionales Aussterben, andererseits aber durch ihren teilweise gravierenden 'Schädlingscharakter' sowohl für den Menschen als auch für den eigenen Lebensraum der betreffenden Tierart. Die Problematik Wald und Schalenwild zum Beispiel, die sich aus den verstärkt auftretenden Wildschäden am Wald ergibt, verschärft sich zusehends und ist keinesfalls allein mit jagdlicher Überhege dieser Wildarten erklärbar (vgl. z. B. GOSSOW, REIMOSER 1984; ONDERSCHEKA 1983; REIMOSER 1984, 1985). Das Problem wurzelt auch im forstlichen, landwirtschaftlichen und touristischen bzw. im gesamten landschaftsökologischen Bereich.

Vor allem der Wald ist nur in beschränktem Ausmaß in der Lage, alle die ihm gegebenen bzw. zugedachten Funktionen zu erfüllen, ohne daß er nachhaltigen Schaden erleidet. Angesichts der begrenzten Fläche und Belastbarkeit des Waldes (der Landschaft) und seiner Mehrfachnutzbarkeit (Forstwirtschaft, Land- bzw. Almwirtschaft, Jagdwirtschaft, Tourismus etc.) wird es in Zukunft immer weniger möglich sein, daß mehrere 'Nutzungsberechtigte' ihre unterschiedlichen Interessen gleichzeitig und am

selben Ort ohne Einschränkungen verwirklichen können. Vielmehr wird zur Vermeidung von wechselseitigen Schädigungen der verschiedenen Interessengruppen eine räumliche und zeitliche Abstimmung von forstlichen, jagdlichen, landwirtschaftlichen, touristischen etc. Nutzungsformen eine dringende Notwendigkeit. Die Freiheiten vergangener Jahre können wir uns heute nicht mehr leisten. Es müssen also bei der Landschaftsnutzung regional differenzierte Prioritäten gesetzt werden, und dies ist sicherlich in Form einer umfassenden und ökologisch orientierten Raumordnung bzw. Regionalplanung am effektivsten möglich. In diesem Rahmen sollte auch auf das Verbreitungsgebiet der jagdbaren Wildtierarten Rücksicht genommen werden: Einerseits durch Erhaltung bzw. Schaffung von Überlebensmöglichkeiten für in ihrer Existenz gefährdete Wildtierarten in bestimmten Regionen und andererseits durch die Einschränkung der Verbreitung bestimmter Wildarten oder Verminderung der Wilddichte, vor allem beim Schalenwild, in Gebieten mit erhöhter Wildschadensanfälligkeit (z. B. Bann- und Schutzwaldbereiche, Rauchschadensgebiete). Als Basis für die Realisierung raumplanerischer Maßnahmen sind jedoch zunächst die gesetzlichen Voraussetzungen erforderlich, und dies bedingt wiederum einen höheren politischen Wert dieser Aspekte. Dieser kann wohl am ehesten durch vermehrte interdisziplinäre Forschung und eine gleichzeitig verbesserte ökologische Ausbildung der unmittelbaren Landschaftsgestalter und der Allgemeinheit erreicht werden. Jedenfalls sollte dem Menschen durch die Ausbildung eines verstärkten ökologischen Problembewußtseins die Fähigkeit und Möglichkeit erhalten bleiben, seine eigenen Wirkungen einigermaßen zu überblicken. Freilebende Wildtiere (bzw. -gemeinschaften) können in diesem Sinne wertvolle Indikatoren für den Funktionszustand der Umwelt darstellen, da gerade sie sehr vielen unterschiedlichen und regional spezifischen Umwelteinflüssen ausgesetzt sind.

Literatur

GOSSOW H., REIMOSER F., 1984: Wildbewirtschaftung und gesunder Wald: Zum Zielkonflikt Wald-Wild-Weide-Tourismus. In: Impacts de l'homme sur la foret, Proc. IUFRO Symp. Strasbourg: 167 - 184.

ONDERSCHEKA K., 1983: Wald - Wild, ein Gegensatz? Anblick (Österreich): 462 - 466.

REIMOSER F., 1983: Die Gefährdung des Waldes durch Wildschäden. Kongreßbericht - Grünes Forum Alpbach/Tirol, Innsbruck: 45 - 56.

REIMOSER F., 1984: Wildgerechte Waldwirtschaft - Waldgerechte Wildbewirtschaftung. Österreichs Weidwerk 4: 43 - 46.

REIMOSER F., 1985: Wechselwirkungen zwischen Waldstruktur, Rehwild und Rehwildbejagung in Abhängigkeit von der waldbaulichen Betriebsform. Diss. Univ. Bodenkultur Wien: 318 S.

SMIDT L., 1977: Die Rotwildverbreitung in Österreich. Mitt. Forstl. Bundes-Versuchsanst. Wien 122: 7 - 14.

Adresse:

Dipl.-Ing. Dr. F. Reimoser
Forschungsinstitut für Wildtierkunde
der Veterinärmedizinischen Univ.
Savoyenstr. 1

A-1160 Wien

Der Gänsegeier (*Gyps fulvus fulvus* HABLIZL 1973) im Alpenraum – Öko-ethologische Untersuchungen im Rahmen eines WWF-Projektes –

Ralf Bögel, Ulrich Mäck, Werner d'Oleire-Oltmanns

S y n o p s i s

The Griffon and the Bearded Vulture are very endandered species of the Alps and the last mentioned was even exterminated at the beginning of this century. As the ecological situation should be good enough the WWF decided an international project to reintroduce the Bearded Vulture in the Alps.
In assistance to this idea some research on the Griffon Vulture was done. The main object was the development of an automatic radio-tracking system for supervising the release of raptors in mountainous area. The radio-tracking system is not only able to determine the position of the bird but also gives some ideas of certain activities. Some tests with released Griffons could be successfully realized.
These studies and the research on some biological aspects of Griffons were carried out with a free-flying group at the zoo of Salzburg. There it was possible to do some observations during mating-season and to classify the behaviour pattern at the carrion. It is noteworthy, that there are some differences between wild Griffons and the zoo-birds. These must be regarded in relationship to a summer population of wild Griffons in the "Hohe Tauern", because there are some connections.

Automatic radio-tracking system, Bearded Vulture (Gypaetus barbatus aureus), Griffon Vulture (Gyps fulvus fulvus), reintroduction project, WWF-project.

1. Einführung

Gänsegeier waren im südlichen Europa weit verbreitet. Hochgebirge werden nur im Sommerhalbjahr besiedelt. Tiefe Temperaturen und hohe Schneelagen behindern im Winter den Zugang zur Nahrung. Der Gänsegeier ist ausschließlich Aasfresser. Der starke Rückgang der extensiven Weidewirtschaft und ein verändertes Hygieneverhalten der Bevölkerung haben zu Bestandsrückgang und großen Arealverlusten geführt (FISCHER 1963, GLUTZ 1971, KINZELBACH 1964).

Die nördlichste Brutkolonie von Gänsegeiern liegt heute im Gebiet der Kvarner Inseln (Jugoslawien). Teile dieser Kolonie übersommern in den Alpen (TRATZ 1953). Die Tiere streichen vorwiegend in den Ostalpen in den Hohen Tauern umher.

Die vorliegenden Untersuchungen dienen der Aufklärung der ökologischen Ansprüche und besonders der Analyse des Sozialgefüges von Gänsegeierpopulationen. Hierbei geht es um Fragen der Paarbildung und des Verhaltens am Futterplatz. Darüber hinaus soll der Integrationsprozeß von zoogeborenen Jungtieren in bestehende Populationen verfolgt werden. Die hierfür erforderlichen Arbeitsmethoden zur Fernüberwachung einzelner Individuen sollen später auf den Bartgeier (*Gypaetus barbatus aureus* HABLIZL 1783) angewandt werden und im Rahmen eines WWF/IUCN-Projektes zu dessen Wiedereinbürgerung im Alpenraum dienen (WALTER 1980; WALTER, FREY 1981).

2. Gänsegeier in Salzburg und in den Hohen Tauern

2.1 Die 'Zoopopulation' in Salzburg

1961 wurde der erste Geier aus der Voliere im Zoo Salzburg freigelassen; mittlerweile besteht die Gruppe aus 13 Vögeln. Die freifliegenden Gänsegeier zeigen eine enge Bindung an den Zoo, wo sie regelmäßig gefüttert werden. Bevorzugt halten sie sich am 5 km entfernten Untersbergmassiv auf. Dort kam es mehrfach zu erfolgreichen Bruten, was von anderen Gänsegeierpopulationen im Alpenraum bisher nicht belegt ist.

Tab. 1: Kopulationen und Rollenverhalten

♀-Rolle:	A	B	C	D	E	F	G	H	I	♂-Rolle Σ
♂-Rolle:										
A		-	-	-	4	-	-	-	-	4
B	-		2	1	-	1	-	-	-	4
C	-	1		-	-	1	2	2	-	6
D	-	-	-		-	1	-	-	1	2
E	-	3	-	-		-	-	-	-	0
F	-	-	-	-	-		-	-	-	3
G	-	-	-	-	-	-		-	-	0
H	-	-	-	-	-	-	-		-	0
I	-	-	-	-	-	-	-	-		0
♀-Rolle Σ	0	4	2	1	4	3	3	2	1	

Individuum	Anzahl der Kopulationskombinationen mit Rollenverhalten als ♂	♀
A	1	0
B	3	2
C	4	1
D	2	1
E	0	1
F	1	3
G	0	1
H	0	1
I	0	1

Die Buchstaben A - I stehen für verschiedene Individuen; die Individuen C u. G bilden das erfolgreiche Brutpaar

Die Flugaktivität der Salzburger Geier konzentriert sich hauptsächlich auf den Bereich zwischen dem nordöstlichen Teil des Untersberges und dem Zoo. Es sind jedoch Ausflüge bekannt, während derer die Vögel tagelang nicht im Großraum Salzburg anzutreffen waren.

Während der Balzzeit im Frühjahr 1985 wurden Kopulationsversuche beobachtet. Dabei kam es ähnlich wie bei anderen Greifen zu einem mannigfaltigen Rollentausch (♀-♂ - Verhalten) innerhalb einer Gruppe von 9 Individuen (Tab. 1). Auch ein Partner eines Brutpaares war hierbei beteiligt. Ein Individuum (A) verhielt sich rein weiblich. Das ambivalente Verhalten der Salzburger Geier läßt sich z. Zt. noch nicht voll verstehen. Das Geschlecht war bisher noch bei keinem Individuum zu bestimmen. Cytologische Tests sind in Vorbereitung. Das Verhalten könnte möglicherweise auf Fehlprägungen (bedingt durch Zooaufzucht) oder auf einen ♂♂-Überschuß zurückzuführen sein.

Die möglicherweise durch Futter aufgebaute Bindung an den Zoo scheint sehr intensiv zu sein. Wie bereits lange vermutet, nehmen die Tiere jedoch auch Fallwild auf. 1985 wurden Zoogeier an einer verendeten Gams beobachtet. Am Zoo nahmen dieselben Tiere nur enthäutete Tierteile an.

Unter den günstigen Beobachtungsmöglichkeiten am Zoo ließen sich verschiedenartige Verhaltensweisen aus dem Komplex 'Aggression am Futterplatz' beobachten (s. auch KÖNIG 1974; ALVAREZ et al. 1976). Sie sind in Droh-, Angriffs-, Kampf- und Vermeidungsgestikulation zu untergliedern (Tab. 2). Dabei unterscheiden sich nach bisherigen Beobachtungen Jung- und Altvögel der Zoogruppe sowie Zoo- und Wildtiere (letztere aus Spanien) in folgenden Punkten:

- Adulte fressen nur kurze Zeit; Immature halten sich wesentlich länger am Aas auf.
- Wildvögel zeigen am Kadaver weniger Droh- und Angriffsverhalten als Zootiere. Dagegen tragen sie ihre Kämpfe wesentlich aggressiver aus. Ihre Demutsgebärden wurden bei Zootieren nicht beobachtet. Der Sieger einer Auseinandersetzung bleibt bei Wildtieren länger unangefochten dominant.

Die Stammgruppe am Zoo wird zeitweise, vorwiegend in den Sommermonaten durch Wildvögel verstärkt. In Einzelfällen kommt es auch vor, daß Wildvögel den Winter über dableiben bzw. daß Mitglieder der Gruppe im Winter fehlen (LACCHINI 1982).

Diese Beobachtungen lassen den Schluß zu, daß die Zoogruppe in Zusammenhang mit einer wilden Gänsegeierpopulation im Alpenraum gesehen werden muß.

Tab. 2: Gestikulation und Ausdrucksbewegungen am Futter

Drohverhalten: (nach KÖNIG 1974, verändert)	
geträubtes Rückengefieder	: Deckfedern am Rücken aufgestellt
Schnabelannäherung	: gerichtet, aber ohne den Adressaten zu berühren
Flügelspreizen	: Flügel werden ausgebreitet
Fußdrohen	: Anheben und Demonstration eines Fußes der Stelle
Parademarsch	: wie Fußdrohen, aber in stolzierendem Lauf vorgetragen
Herrscherpose	: verharrt mit abgeklapptem Flügelbug, aber Hals nicht senkrecht nach oben durchgestreckt
Siegerpose	: wie Herrscherpose, aber mit senkrecht nach oben durchgestrecktem Hals, oft mit Fußdrohen kombiniert
Angriffsverhalten:	
direkte Annäherung	: nachdrückliche Annäherung an einen Adressaten (laufend oder hüpfend)
Angriff mit gespreizten Flügeln	: wie direkte Annäherung, aber mit ausgebreiteten Flügeln, meist mit nach vorn gestrecktem Hals
Schnabelhacken	: Stoß mit dem Schnabel zum Körper des Adressaten
Fußtritt	: Tritt mit dem Fuß zum Körper des Adressaten
Aufspringen	: beidseitiger Fußtritt durch Aufspringen
Verfolgung	: ein flüchtender Adressat wird verfolgt
Kampfverhalten:	
Kampf	: Aneinander-Hochspringen mit Schnabelhieben und Fußtritten
Vermeidungsverhalten:	
Ausweichen	: Vogel vermeidet Auseinandersetzung
Ducken	: Vogel macht sich klein, Schnabel nach unten gerichtet
Demutstellung	: ein durch Kampf auf den Rücken geworfener Adressat verharrt mit nach oben weggestreckten Füßen, bis sich Aggressor entfernt

2.2 Die Tauernpopulation

In den Hohen Tauern ist der Gänsegeier recht häufig, allerdings nur zwischen Mai und September, also in der Zeit extensiver Weidewirtschaft in höheren Lagen. Es handelt sich bei diesen Tieren hauptsächlich um immature Vögel, die von den Kvarner Inseln (Jugoslawien) kommen (PERGO et al. 1983). Je nach Jahreszeit, Wetterlage und Nahrungsangebot konzentrieren sich die Geier in unterschiedlicher Zahl auf eine bestimmte Schlafwand im Rauristal (bei Zell am See).

3. Die Langzeitüberwachung freifliegender Gänsegeier

3.1 Methodik - Telemetrie

Die Langzeitüberwachung von flugfähigen Tieren erfordert eine Anpassung der Methode an die Fragestellung. Die weit verbreitete Handpeilung ist nur bedingt einsetzbar; ebenso ist die automatische Standortsbestimmung für große Areale besonders im Gebirge bisher nicht umgesetzt (COCHRAN et al. 1965, LEMNELL et al. 1983). Die einzelnen Methoden zeigen Vor- und Nachteile (Tab. 3).

Tab. 3: Arbeitsstrategien

Handpeilung:	Automatisierte Kreuzpeilung:
V o r t e i l e:	
- wenige Daten, da Methode (nur) Mittel zum Sichtkontakt, diese dann aber entsprechend genau	- nahezu gleichzeitige Erfassung mehrerer Vögel möglich
- flexible Methode, da Anlage mobil	- große Datenmenge
- Plausibilitätsbetrachtungen vor Ort möglich	- ziemlich lückenlose Erfassung der Standorte
- zum Teil Erkennbarkeit von manchen Aktivitätsformen	- großflächige Arbeitsweise (hochfliegende Vögel, Abstreichen in Nachbartäler)
N a c h t e i l e:	
- mehrere Vögel sind kaum gleichzeitig zu verfolgen	- tote Winkel durch verdeckte Tallagen
- schlecht synchronisierbare Einzelpeilungen, daher genaue Standortsbestimmungen in Flugphasen kaum möglich	- Plausibilitätsbetrachtungen erst im nachhinein möglich (Problem der mangelnden Erkennbarkeit von Störungen)
- Peilprobleme bei Standortswechsel der Vögel in Nachbartäler	- mangelnde Flexibilität, da stationäre Anlagen
- sehr zeitintensive Methode	

Die Bedingungen für eine automatische Anlage wurden mit einer möglichst großen Reichweite bei Einschränkung der Peilgenauigkeit festgelegt. Störsignale waren aus dem weiten Bereich 'Funk' herauszufiltern.

Das Prinzip der telemetrischen Standortsbestimmung ist in Abb. 1 dargestellt. Durch die Richtcharakteristik der Empfangsantenne ergibt sich eine Maximalamplitude in Senderrichtung, die nur mit einer begrenzten Genauigkeit angegeben werden kann.

Die entwickelte Anlage arbeitet mit einer rotierenden Peilantenne. Während einer 360°-Umdrehung wird die Signalamplitude abgetastet und das Maximum bestimmt. Die Signalamplituden werden über den Empfänger aufgenommen. Der Mikroprozessor erfaßt und digitalisiert die Meßwerte, tastet die Störsignale aus und koordiniert die Peripheriegeräte. Das Meßergebnis wird abgespeichert (Abb. 2 u. 3). Die so ermittelten Primärdaten sind durch die aufgezeigte Prozedur von Stördaten (z. B. CB-Funk) frei und können zu verwertbaren Sekundärdaten aufbereitet werden (Abb. 4). Eine Datenaufzeichnung mit drei Empfangsstationen verbessert die Interpretierbarkeit der Peilergebnisse und die Absicherung der ermittelten Standorte.

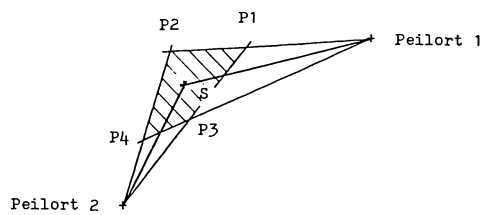


Abb. 1: Kreuzpeilung
dargestellt sind die Peilgeraden mit Toleranzfeldern
S ... aus den Peilgeraden errechneter Senderstandort
P1, P2, P3, P4 ... Eckpunkte des Fehlerpolygons
schraffiert: Fehlerpolygon

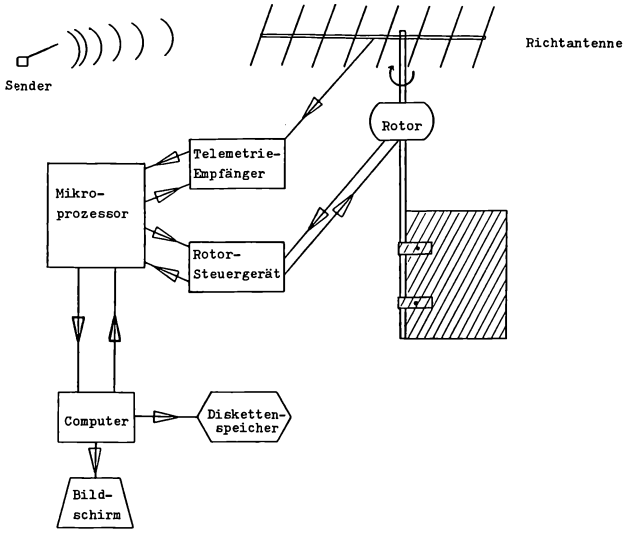


Abb. 2: Blockschaltbild der automatischen Peilanlage

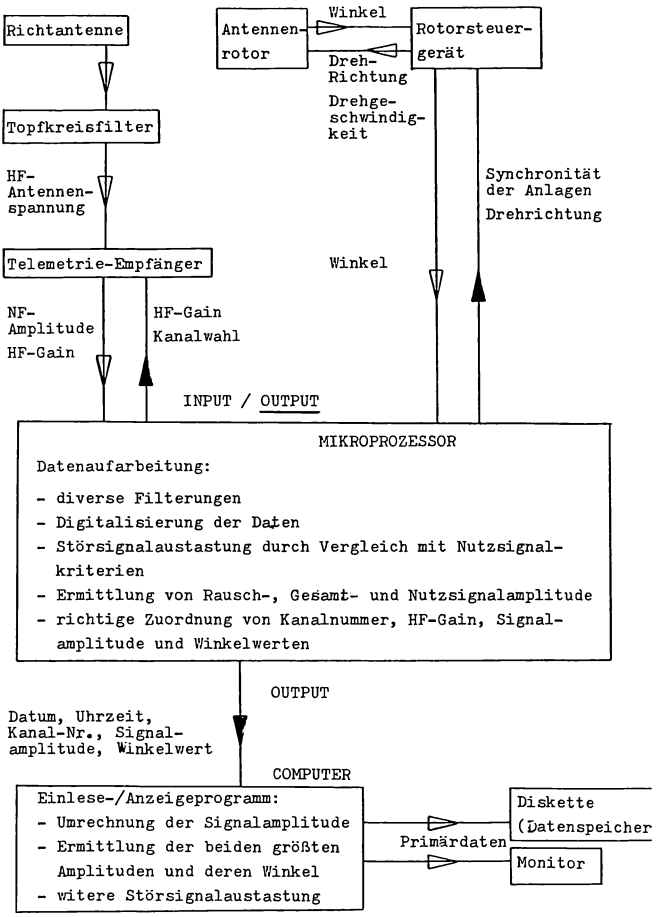


Abb. 3: Funktion und Datenaufarbeitung der Registriereinheit

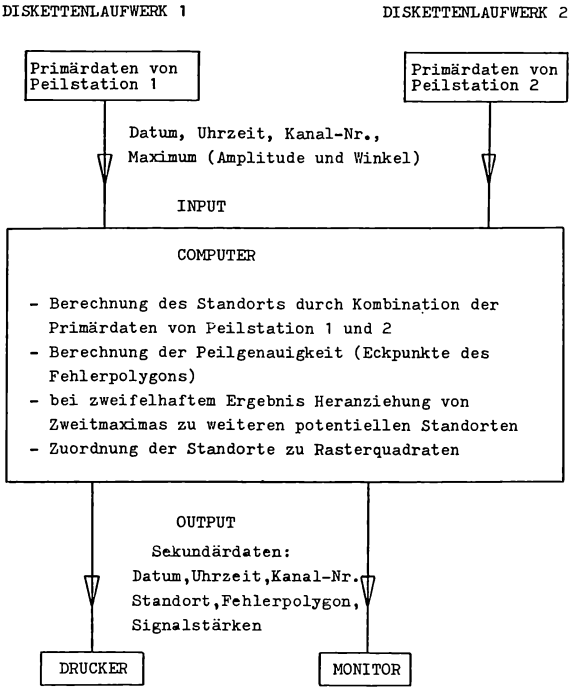


Abb. 4: Funktion und Datenaufarbeitung der Auswertungsanlage

3.2 Ergebnisse

3.21 Kapazität der Anlagen und biologische Relevanz der Daten

Die Automatik liefert eine große Datenmenge (Tab. 4) über Tiere im Empfangsbereich und gibt Hilfestellung zum Erlangen von Sichtkontakt mittels Handpeilung. Sie weist ferner die Richtung, in der abgestrichene Vögel zu suchen sind. Der zeitlichen Abfolge der Peilungen kommt bei der Interpretation besondere Bedeutung zu: Durch charakteristische Änderungen der Signalamplitude aufeinanderfolgender Peilungen lassen sich in Zusammenhang mit der Lage der Fehlerpolygone Flugaktivität, Phasen stationärer Aktivität und Ruhephasen unterscheiden. Sitzt der Vogel an einem definierten Ort, schwanken die berechneten Standorte je nach dessen Aktivität mehr oder weniger stark um einen Mittelwert. Ruhepausen sind durch einen Mittelwert geringer Streubreite, Phasen mit stationärer Aktivität durch größere Streuungen gekennzeichnet. Größere Flugphasen sind geographisch nicht exakt festzulegen, da sie durch einen Mittelwert nicht zu beschreiben sind.

Eine Mittelung von aufeinanderfolgenden Daten wirkt sich beim stationären Vogel stabilisierend auf die Standortsbestimmung aus.

Tab. 4: Kapazität der Anlage

Reichweite:	bis ca. 50 km
Peilgenauigkeit:	ca. +/- 5 Grad bei max. 20 % Fehlerquote
Datenmenge:	30 Standorte/h
Speicherkapazität:	ca. 1 Woche bei 17 Std. täglicher Betriebsdauer

3.22 Verlauf einzelner Freilassungen

Neben mehreren Eingliederungen, die innerhalb von etwa zwei Wochen zur vollständigen Integration der zoogeborenen Junggeier in die Salzburger Gänsegeiergruppe führten, verhielten sich zwei Vögel recht bemerkenswert:

Ein Jungvogel flog 1983 nach seiner Freilassung in Salzburg bis in die Gegend von Villach in Kärnten. Er wurde mittels Handpeilung verfolgt bzw. immer wieder gefunden. Dieser Vogel schien enge Täler zu meiden. Er wurde nach vier Wochen erschöpft wieder aufgegriffen, nachdem er vermutlich die ganze Zeit über keine Nahrung aufgenommen hatte. Bei seiner zweiten Freilassung gliederte er sich 1984 problemlos in die Gruppe ein.

1985 zeigte ein ebenfalls immaturer Gänsegeier nach einer Phase von etwa 10 Tagen Dauer, die durch Flugtraining bei kleineren Standortswechseln gekennzeichnet war, eine intensive Flugaktivität im Großraum Salzburg, ohne sich der Zoogruppe anzuschließen. Die sowohl durch Handpeilungen als auch durch die automatischen Stationen verfolgte Aussetzung bestätigte in besonderem Maße die Leistungsfähigkeit des methodischen Ansatzes:

- die Standorte des Vogels wurden nahezu lückenlos erfaßt;
- der gesamte genutzte und überwachte Aktionsraum erstreckte sich in einem Radius von bis zu 30 km um den Aussetzungsort.

Es zeigte sich weiter, daß der Vogel gewisse Knotenpunkte immer wieder aufsuchte und daß er am Untersberg zeitweise mit Artgenossen aus der Zoogruppe umherflog, sich aber von diesen trennte.

Der Vogel wurde nach einiger Zeit wieder eingefangen und nach kurzer Volierenhaltung der Gruppe in den Tauern zugesetzt. Dort konnte er über 4 Wochen entlang des Tauernhauptkammes zwischen Rauris und Kaprun per Handpeilung verfolgt werden. Am Aas nahm er gemeinsam mit Wildvögeln Nahrung auf, was für eine Integration in die Gruppe spricht. Ab 4. Oktober war kein Signal mehr zu empfangen. Am 9. Oktober konnte der Vogel in der Gegend von Socerb auf jugoslawischem Gebiet (7 km S/O von Triest) gepeilt werden. Er hatte sich dem Zug der wilden Gänsegeier ins Winterquartier offensichtlich angeschlossen.

4. Ausblick

Mit den vorliegenden Untersuchungen dürften die methodischen Voraussetzungen für Langzeitstudien geschaffen sein. Damit ist auch eine wesentliche Grundbedingung für eine kontrollierte Wiederansiedelung des Bartgeiers im Alpenraum gegeben. Wenn die Zucht der Bartgeier im vermuteten Rahmen gelingt, werden 1986 die ersten Tiere freigelassen. Die an Gänsegeiern erprobte Methodik wird ihren ersten Härtetest zu bestehen haben.

Wir bedanken uns bei Herrn Prof. Funke, Hern Prof. Klingel, Herrn Dipl.-Ing. Walter, Herrn Krüger, Herrn Babsch und dem WWF.

Literatur

ALVAREZ F., ARIAS DE REYNA L., HIRALDO F., 1976: Interactions among avian scavengers in Southern Spain. Ornis Scand. 7: 215 - 226.

COCHRAN W.W., WARNER D.W., TESTER J.R., KUECHLE V.B., 1965: Automatic radio-tracking system for monitoring animal movements. Biosci. 15 (2): 98 - 100.

FISCHER W., 1963: Die Geier. Neue Brehm-Bücherei 311.

GLUTZ VON BLOTZHEIM U.N., BAUER K., BEZZEL E., 1971: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 4: Falconiformes.

KINZELBACH R., 1964: Zum ehemaligen Vorkommen des Weißkopf- oder Gänsegeiers in Deutschland. Jahresh. Ver. vaterl. Naturk. Württemberg 118/119: 427 - 432.

KÖNIG C., 1974: Zum Verhalten spanischer Geier an Kadavern. J. Orn. 115: 289 - 320.

LACCHINI F., 1982: Die freifliegenden Gänsegeier (Gyps fulvus) vom Salzburger Tiergarten Hellbrunn. Zool. Garten N. F. 52 (5/6): 357 - 320.

LEMNELL P.A., JOHNSSON G., HELMERSSON H., HOLMSTRAND O., NORLING L., 1983: An automatic radio-telemetry system for position determination and data acquisition. 4th Int. Conf. Wildlife Biotelemetry: 76 - 94.

PERCO F., TOSO S., SUSIC G., APPOLONIO M., 1983: Initial data for a study on the status, distribution and ecology of the Griffon Vulture (Gyps fulvus fulvus HABLIZL 1783) in the Kvarner archipelago. Larus 33/35: 99 - 134.

TRATZ E.P., 1953: Geier und Geieradler im salzburgischen und im nachbarlichen Alpengebiet. Jb. Ver. Schutz Alpenpfl. -tiere 18: 24 - 49, 19: 10 - 29.

WALTER W., 1980: Gänsegeier (Gyps fulvus) und Bartgeier (Gypaetus barbatus) - zwei Artenschutzprojekte der Frankfurter Zoologischen Gesellschaft und des WWF. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsber. 3: 38 - 40.

WALTER W., FREY H., 1981: Für und wider der Einbürgerung von Geiern in den Alpen. Ökologie Vögel Bd. 3 (Sonderheft).

Adresse:

Ralf Bögel
Ulrich Mäck
Abt. Biologie III (Ökologie und Morphologie der Tiere) Univ.
Oberer Eselsberg

D-7900 Ulm

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Simulation naturräumlicher Elemente im alpinen Tourismusgebiet von Davos

Otto Wildi

S y n o p s i s

The mutual effects of economical activities, tourism and land-use on the state of the natural system (soil, vegetation, wildlife etc.) are studied in the course of the Swiss MAB-6-mountain programme in a 100 km²-testsite around Davos (1500 - 3200 m a.l.l., Switzerland). In a first step, field work has been carried out to yield a reliable data base. The multidisciplinary venture covered fields like geomorphology, soil science, climatology, geobotany, forestry, game biology and landscape history. A digital terrain model has been derived from a topographical map and a snow cover recession map from satellite pictures (Landsat). Secondly, all information related to space has been collected in a geographical information system. The third step comprised the construction of a mathematical model. This allows the simulation of natural elements such as soil type, vegetation type, agricultural yield, game dispersal, avalanche hazard, etc. All these are considered depending on constant factors (e. g. topography, geology, climate) and also on land management virtually dominating the system dynamics. Finally, several scenarios have been investigated showing contrasting concepts for land-use. This results in a series of different soil-, vegetation-, game dispersal-, productivity- and avalanche-hazard maps. It can be concluded that the present management of the landscape is fairly close to an optimum regarding agricultural yield and natural diversity. Any drop in land-use would result in a loss in both. A forest desease for which indication can be detected would severely increase avalanche hazards.

Agricultural yield, diversity, geographical information system, landscape management, mathematical model, simulation.

1. Einführung

Die vorliegende Untersuchung wurde im Rahmen des Schweizerischen MAB-6-Programmes im Testgebiet Davos durchgeführt. Während das MAB-Hochgebirgsprogramm generell die Beziehungen zwischen Naturraum, Nutzung und sozioökonomischem System erforscht (vgl. MESSERLI, MESSERLI 1979), geht es hier speziell darum, den Einfluß verschiedener flächenbezogener Nutzungen wie Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Tourismus auf die natürliche, biotische und abiotische Umwelt abzuklären und zu quantifizieren. Da die Ergebnisse eine umfassende Gesamtsicht liefern sollen, hat ein solches Projekt interdisziplinär zu sein. Daraus ergeben sich mehrere methodische Probleme, insbesondere in Anbetracht der sehr kurzen Projektdauer von maximal vier Jahren:

- Es ist abzuklären, welche Daten vorhandenen Quellen entnommen werden können und welche im Rahmen des Projektes zu erheben sind.
- Es ist ein räumliches Bezugssystem zu definieren, damit alle Felderhebungen miteinander in Beziehung gebracht werden können. Eine Möglichkeit bietet ein Rastersystem, wie es z. B. ENDERS (1979) verwendete. Eine Alternative bilden Polygonsysteme (BEGUIN, THEURILLAT 1984).
- Das verfügbare Wissen aller Fachbereiche ist zu integrieren, wobei sich die Modellbildung und Systemsimulation anbieten (HOLLING 1980).
- Da die Ergebnisse planerisch einsetzbar sein sollen, geht es vor allem darum, Entwicklungsalternativen aufzuzeigen. Diese sind willkürlich festzulegen in Form von Szenarien, und sie sollen künftige, denkbare Entwicklungen möglichst gut decken.

Es ist nicht möglich, an dieser Stelle Details zur Systemerfassung und Modellierung zu geben, und wir verweisen dazu auf umfassendere Publikationen (WILDI, EWALD 1986). Hingegen soll die Idee des Lösungsweges dargelegt, dessen Realisierung erläutert und ein Teilergebnis dargestellt werden.

2. Methoden und Datenerfassung

2.1 Grundkonzept

Das Grundkonzept hat zwei unabdingbaren Forderungen gerecht zu werden. Erstens soll es gewährleisten, daß alle als wesentlich erachtete Information in den Analyseprozeß einbezogen werden kann. Zweitens müssen alle Ergebnisse raumbezogen vorliegen, d. h. jede qualitative (z. B. Bodentyp, Vorkommen einer Tierart) und quantitative (z. B. potentieller landwirtschaftlicher Ertrag) Veränderung muß innerhalb des Testgebietes lokalisierbar sein. Dies führt zu einer Konzeption, wie sie in Abb. 1 dargestellt ist. Ausgangspunkt bilden zunächst drei Informationsquellen:

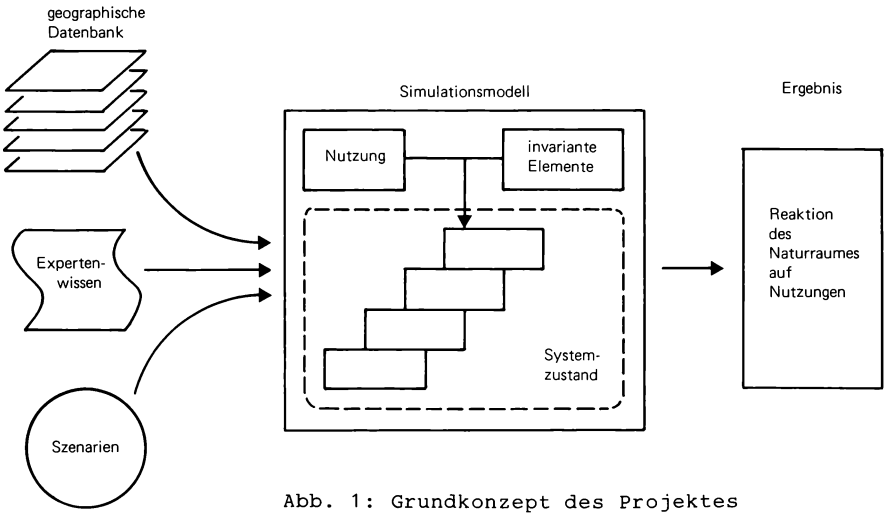


Abb. 1: Grundkonzept des Projektes

- Alle kartographisch darstellbaren, über den ganzen Raum verfügbaren Informationen sind in einer geographischen Datenbank zu speichern.
- Das Expertenwissen (Wissen der Mitarbeiter) ist in geeigneter Form bereitzustellen. Dabei handelt es sich einerseits um Kenntnisse über Systemzusammenhänge, andererseits um Quantifizierungsparameter (z. B. spezifischer Ertrag einer Pflanzengesellschaft).
- Nutzungsszenarien sind in Form von Nutzungskarten vorzubereiten.

Diese drei Informationsquellen dienen dem Betrieb eines Simulationsmodelles, das aus den genannten Vorgaben den Zustand des Systems (Bodenart, Vegetation, Fauna, Erträge usw.) nachbilden soll. Die Ergebnisse geben somit Aufschluß darüber, welche Elemente des Naturraumes empfindlich und welche unbedeutend auf verschiedene Nutzungsänderungen reagieren.

2.2 Das räumliche Bezugssystem

Mit dem räumlichen Bezugssystem soll gewährleistet werden, daß die Grundinformationen aller Fachbereiche miteinander in Beziehung gesetzt werden können. Dazu gehört zunächst die verbindliche Vorgabe der Testgebietsgrenzen und die Verpflichtung, alle Erhebungen flächendeckend durchzuführen. Träger der Information sind im MAB-Testgebiet Davos quadratische Rastereinheiten von 50 m Seitenlänge (Abb. 2) und zwar rund 37 000 Stück. Sie sind kompatibel mit einem gröberen Netz mit einer Auflösung von 250 m. Ein weiteres Mittel zur Verbesserung der räumlichen Integrität der Daten bildet ein für alle Kartierungen verwendetes Ortholuftbild.

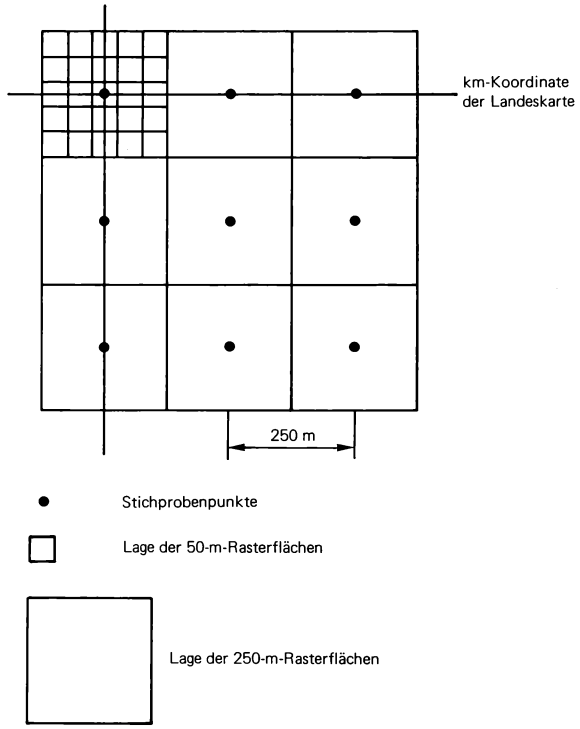


Abb. 2: Das räumliche Bezugssystem

2.3 Die Datenbasis

Eine raumbezogene Datenbasis mit geeigneten Verwaltungsprogrammen wird im allgemeinen 'geographisches Informationssystem' genannt. Im vorliegenden Falle hat die Datenbasis die Form geschichteter Rasterebenen, auch Bildebenen genannt (KELLER, SEIDEL 1984; vgl. Abb. 3). Jede im Felde erhobene Karte ist durch Digitalisierung in eine oder mehrere solche Ebenen umgewandelt worden. So benötigt die Verbreitungskarte einer Tierart eine, die Vegetationskarte mit allen ihren detaillierten Informationen vier Ebenen. Die Inhalte des Datensystems umfassen folgende Themenbereiche:

- Ein digitales Geländemodell mitsamt dessen Ableitungen (Neigung, Exposition, usw.)
- Klimatologische Karten
- Eine aus Satellitenbildern abgeleitete Ausaperungskarte
- Geomorphologische Karten
- Karte der Naturgefahren
- Bodentypen- und Bodenqualitätskarte
- Vegetationskarte
- Verbreitungskarte verschiedener Tierarten
- Karten der landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und touristischen Nutzung für verschiedene Zeitabschnitte der letzten hundert Jahre.

Auf formalem Wege - durch rein rechnerische Ableitung - sind einige weitere Karten entstanden, so diejenigen der Sonneneinstrahlung, des landwirtschaftlichen Ertrages, des Naturschutzwertes und der landwirtschaftlichen Bodeneignung.

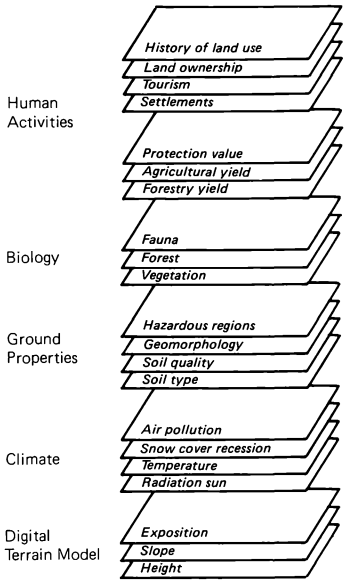


Abb. 3: Aufbau des geographischen Informationssystems (aus KELLER, SEIDEL 1984).

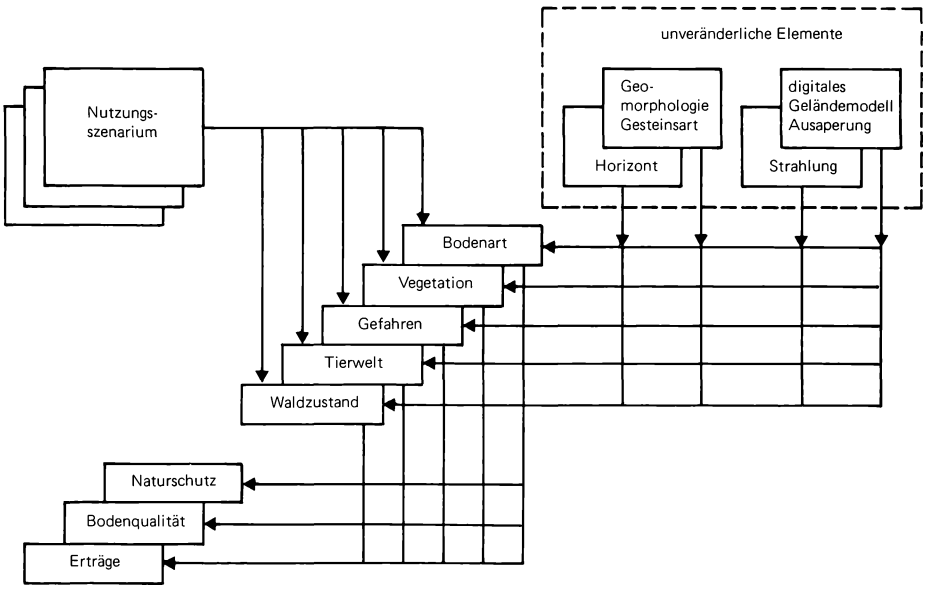


Abb. 4: Stark vereinfachtes Schema der Modellstruktur

2.4 Modellstruktur

Das Gesamtmodell besteht aus Teilmodellen, welche einzelne thematische Karten wie Bodentypen-, Vegetations- und Lawinenkarte aus den verschiedensten vorgegebenen Informationen abzuleiten erlauben (Abb. 4). Die Teilmodelle sind sehr unterschiedlicher Art. Sie sind zum Teil auf induktivem, zum Teil auf deduktivem Wege durch die zuständigen Fachbearbeiter in Zusammenarbeit mit einem Informatikspezialisten entwickelt worden. Wie Abb. 4 entnommen werden kann, benötigt jedes Teilmodell mindestens die Nutzungskarten sowie eine Reihe unveränderlicher Systemelemente als Eingabeparameter. Für die abzuleitenden Karten konnte eine Reihenfolge gefunden werden, die es erlaubt, den Systemzustand sequentiell herzuleiten. So benötigt die Vegetation zu ihrer Herleitung zusätzlich die Informationen einer Bodenkarte, die Gefahrenkarte basiert zusätzlich noch auf der Vegetationskarte usw.

3. Szenarien

Wie schon eingangs erwähnt, geht es hier nicht darum, die Entwicklung des Testgebietes zu prognostizieren. Vielmehr ist davon auszugehen, daß dessen Zustand durch eine gesteuerte Nutzung beeinflußt werden kann. Die Szenarien sind deshalb so konzipiert, daß sie einen weiten Bereich politischer Handlungsmöglichkeiten decken. Sie lassen sich wie folgt kurz charakterisieren:

- Davos heute im Modell. Die 1982 erhobenen Nutzungskarten bilden das Nutzungsszenarium. Im Vergleich zu den erhobenen Karten ergeben sich dabei Differenzen, die einerseits auf Unzulänglichkeiten des Modells zurückzuführen sind. Weil die Natur nicht unmittelbar auf Nutzungsänderungen reagiert, treten andererseits auch prognostisch interpretierbare Unterschiede auf.
- Urzustand. Es wird davon ausgegangen, daß in dieser Extremvariante keine Nutzung existiert, die Natur sich selbst überlassen ist.
- Tourismusvariante. Sie beruht auf der Annahme, daß Transportanlagen und Siedlung bis zur Grenze des Möglichen ausgebaut werden, die Landwirtschaft als Folge davon reduziert wird.
- Schonvariante. Die landwirtschaftliche Nutzung wird ausgedehnt auf alle um 1900 bewirtschafteten Flächen. Lawinenanrißgebiete werden aufgeforstet.
- Davos ohne Wald. Es wird angenommen, daß das heutige Waldareal landwirtschaftlich genutzt wird, so daß kein Wald entstehen kann.

Alle diese Nutzungsszenarien sind in Kartenform als Teil des geographischen Informationssystems abgespeichert.

4. Ergebnisse

Jedes Szenarium ist Grundlage eines Simulationslaufes, der einen vollen Satz von Karten des Testgebietes generiert. Rechnet man die im Felde erhobenen Karten mit, so liegen je sechs Boden-, Vegetations-, Lawinenkarten usw. vor. Die Darstellung der gesamten Information eines einzigen Simulationslaufes erforderte bei Verwendung eines guten Farbmonitors etwas 20 Karten. Deren Beurteilung und Vergleich ist ein recht schwieriges Unterfangen. Als Beispiel sollen einige simulierte Lawinenkarten vorgestellt werden, welche die Auswirkungen der verschiedenen Szenarien besonders klar zeigen.

4.1 Zur Lawinensituation

Das Modell zur Lawinensimulation wurde von GRUNDER u. KIENHOLZ (1986) entworfen. Wie in Abb. 4 dargestellt, benötigt es zusätzlich zur Grundinformation auch die Boden- und die Vegetationskarte. Abb. 5, oben rechts, zeigt die Flächen, welche auf Grund der Nutzung von 1982 durch Lawinen betroffen werden könnten. Berücksichtigt man, daß einige der längeren Lawinenzüge durch im Modell nicht berücksichtigte Verbauungen entschärft sind, so liegt die Siedlung im sichersten Bereich des Testgebietes. Noch viel weniger Lawinen wären hier bei völliger Intaktheit des Waldgürtels (Szenarium Urzustand, Abb. 5, unten links) zu erwarten. Fehlte hingegen der Wald völlig (Abb. 5, unten rechts), so würde die Sicherung der Siedlung enorme bauliche Maßnahmen erfordern. Ferner ist zu beobachten, daß die Lawinensituation in allen drei gezeigten Szenarien über der potentiellen Waldgrenze von ca. 2300 m ü.d.M. erwartungsgemäß gleich ist.

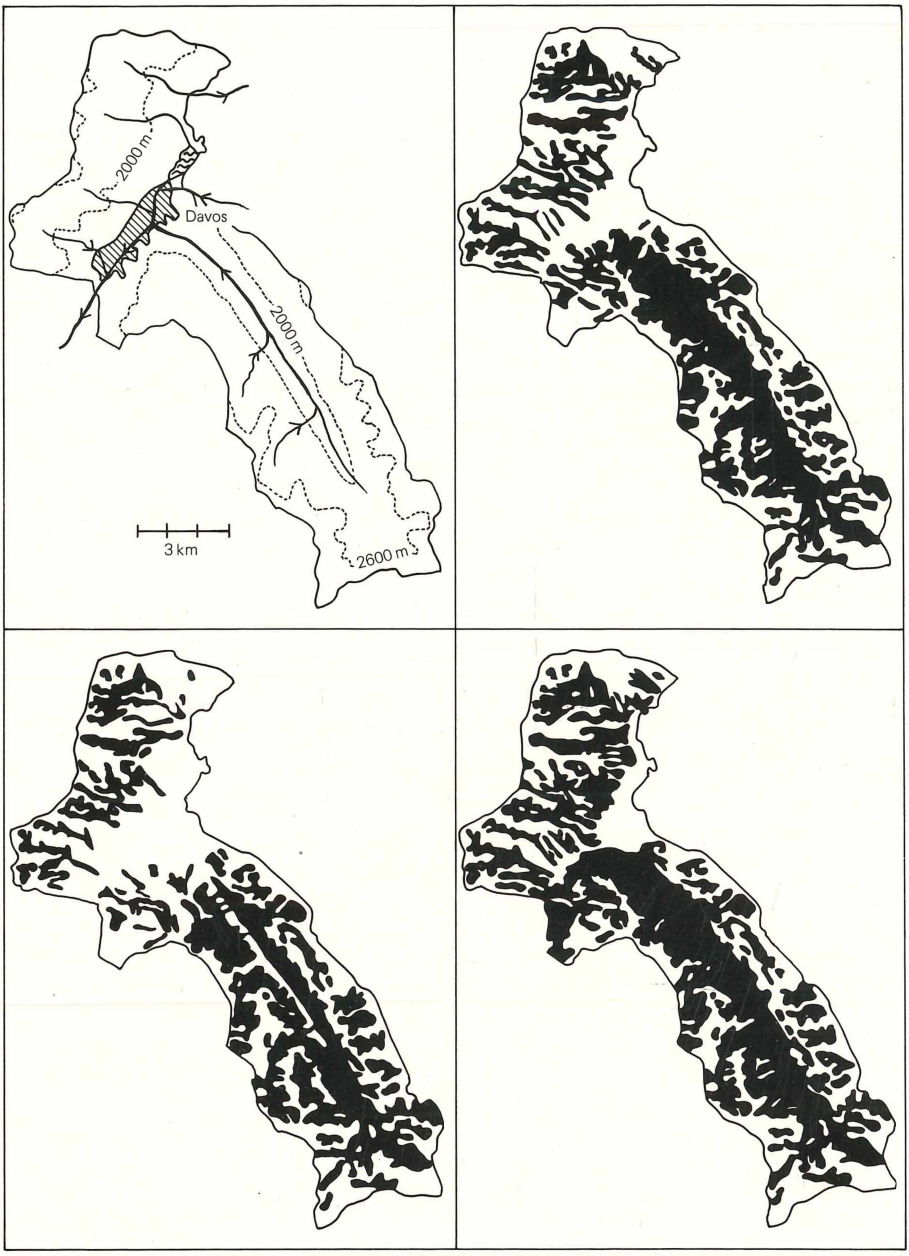


Abb. 5: Simulierte Lawinengefährdung im MAB-Testgebiet Davos.
Oben links: Situation.
Oben rechts: Zustand 1982 ohne Verbauungen.
Unten links: Urzustand.
Unten rechts: Davos ohne Wald.

4.2 Allgemeine Schlußfolgerungen

Die Systemsimulationen des MAB-Projektes Davos haben gezeigt, daß mit dem gewählten Ansatz eine hohe Integration der Daten erzielt werden kann. Allerdings müssen dazu einige Voraussetzungen erfüllt sein. Die Idee der Modellierung muß bei Projektbeginn klar sein und von allen Beteiligten in ihren Grundzügen verstanden werden. Bereits die Planung der Feldarbeit, besonders aber die Arbeiten am Informationssystem und am Modell erfordern einen hohen Koordinationsaufwand. Schließlich muß eine EDV-Anlage verfügbar sein, welche eine rasche und leichte Betrachtung und Beurteilung der kartographischen Darstellungen zuläßt. Im vorliegenden Projekt erwies sich als besonders wertvoll, daß mehrere Mitarbeiter das EDV-System selbst zu benützen erlernten.

Die Simulationen lassen einige generelle Schlüsse zu, die für die Raumplanung von Bedeutung sind:

- Die Vielfalt der Naturlandschaft hängt sehr eng mit der Nutzung zusammen. Selbst die ertragreichsten Wiesen sind noch von natur- und landschaftsschützerischem Wert. Extensivierungen haben eine Verarmung der Landschaft zur Folge.
- Die Land- und Forstwirtschaft prägen das Bild der Landschaft großflächig. Auch wenn sich eine Tendenz zu einer Extensivierung über Jahrzehnte verfolgen läßt, profitiert die Umgebung von Davos noch heute von einer intakten Landwirtschaft.
- Ein weiterer Ausbau des Tourismus und der Siedlung bedroht die Landwirtschaft, da letztere damit ihre wertvollsten Produktionsflächen verlieren würde.

Den Simulationen nicht zu entnehmen ist dagegen die Tatsache, daß die Landwirte heute auch erheblich vom Tourismus profitieren, der ihnen besonders im Winterhalbjahr willkommene Nebenerwerbsmöglichkeiten bietet. Das Ziel einer Nutzungsplanung müßte also darin bestehen, den heutigen Zustand zu erhalten, eine weitere Ausdehnung der Siedlung zu verhindern, die traditionelle Landwirtschaft zu fördern und einige Überkapazitäten im Tourismusbereich abzubauen.

5. Zusammenfassung

Eine interdisziplinäre Arbeitsgruppe untersuchte Zustand, Dynamik, Empfindlichkeit und Veränderbarkeit des Naturraumes durch landwirtschaftliche, forstwirtschaftliche und touristische Nutzungen. Koordinierte Erhebungen zu den Themenbereichen Geomorphologie, Klimatologie, Lufthygiene, Naturgefahren, Boden- und Vegetationskunde, Faunistik, Forstwirtschaft, Nutzungsgeschichte und Siedlungsentwicklung dienten der Entwicklung einer geographischen Datenbank auf einer digitalen Bildverarbeitungsanlage. Die Verbreitung abhängiger Elemente des Naturraumes kann mit Hilfe von Teilmodellen reproduziert werden: Gefahren-, Boden-, Vegetations-, Ertrags- und Naturschutzkarten sowie die Lebensräume einiger Tierarten. Zu einem Gesamtmodell zusammengestellt wird der Zustand des Naturraumes in Funktion unveränderlicher Gegebenheiten und der Nutzung als Steuergröße nachsimuliert. An Hand mehrerer Nutzungsszenarien werden mögliche Zustände des Naturraumes dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, daß die landschaftliche Vielfalt weitgehend von der traditionellen Nutzung abhängt. Ein optimaler Zustand des Naturraumes kann gewährleistet werden, wenn die heutigen landwirtschaftlichen Strukturen erhalten bleiben und eine weitere Ausdehnung der Siedlung vermieden werden kann.

Das vorgestellte Projekt wurde vom Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung mitfinanziert.

Literatur

BEGUIN C., THEURILLAT J.-P., 1984: Landschaftsökologische Studie in der Region Aletsch (MAB 6) nach einer modifizierten symphytosoziologischen Methode. Verh. Ges. Ökol. 12: 149 - 157.

ENDERS G., 1979: Theoretische Topoklimatologie Nationalpark. Berchtesgaden, Forschungsber. 1: 92 S.

GRUNER M., KIENHOLZ H., 1986: Gefahrenkartierung. In: (Red. WILDI O. und EWALD K.): Der Naturraum und dessen Nutzung im alpinen Tourismusgebiet von Davos. Ergebnisse des MAB-Projektes Davos. Ber. Eidg. Anst. forst. Versuchsw. 289:

HOLLING C.S., 1980: Adaptive environmental assessment and management. Chichester/ New York/Brisbane/Toronto (Wiley): 377 p.

KELLER M., SEIDEL K., 1984: Influence of snow cover recession on an alpine ecological system. ERIM Symp. Paris: 1931 - 1936.

MESSERLI B., MESSERLI P., 1979: Wirtschaftliche Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet. Fachbeitr. schweiz. MAB-Inf. [Bern] 1: 14 S.

WILDI O., EWALD K. (Red.), 1986: Der Naturraum und dessen Nutzung im alpinen Tourismusgebiet von Davos. Ergebnisse des MAB-Projektes Davos. Ber. Eidg. Anst. forst. Versuchswes. 289: 281 S.

Adresse:

Dr. O.Wildi
Abteilung Landschaft
Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen

CH-8903 Birmensdorf ZH

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Naturschutzwürdigkeit: Zur Begründung eines Bewertungsverfahrens und einer fundierten Schutzpolitik

– Ein Beitrag aus dem MAB-Projekt Grindelwald –

Urs Wiesmann

S y n o p s i s

The task of performing scientific evaluations on various levels is the necessary link between the political concept and the systems-analytical approach of the MAB project 'Grindelwald'. The evaluation of conservation worthiness is a component of the overall evaluation package of the MAB project and is based on the ethical principle of nature's right to exist independently of mankind. The evaluation method presented here was developed in close cooperation with T. Scheurer, H. Schiess and R. Schneiter. It is founded on a (fundamentally questionable) selection of areas worthy of conservation based on the criteria of rareness, variety and closeness to the natural state with regard to flora as well as on the criteria of rareness, rareness sum and species count of indicator animal species with regard to fauna. The results of a basic variance show a positive correlation between areas worthy of conservation and the traditional agricultural utilisation pattern. As this utilisation is supported by an unstable social-economical symbiosis between agriculture and tourism, it is particularly important that a well-founded conservation policy includes tourism policies in addition to specific local actions and adapted agricultural policy measures.

Agriculture, conservation policy, rareness, Switzerland, tourism, variety.

1. Die Bedeutung der Bewertung der Naturschutzwürdigkeit

Das 100 km² umfassende MAB-Testgebiet Grindelwald bildet im Berner Oberland einen weiten Talkessel am Übergang vom kristallinen Aarmassiv zur helvetischen Wildhorndecke und stellt mit seinem vielgestaltigen Naturraum eines der ältesten Fremdenverkehrsgebiete der Schweiz dar. Seit 1979 finden in diesen Testgebiet umfangreiche Forschungsarbeiten im Rahmen des von der UNESCO angeregten und vom SNF (Schweizerischer Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung) finanzierten Nationalen Forschungsprogrammes MAB statt.

Das MAB-Programm (Man and Biosphere) trägt den Titel 'Sozioökonomische Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet' und ist mit dem politischen Auftrag versehen, Kriterien für "die langfristige Sicherung unserer Berggebiete als Lebens-, Wirtschafts-, Erholungs- und Naturraum" zu suchen (MESSERLI, MESSERLI 1979). Diese politische Zielsetzung ist sehr weit und wenig präzise gefaßt; sie markiert aber, daß die zukünftige Entwicklung des Verhältnisses zwischen Mensch und Umwelt im Berggebiet den verschiedensten Nutzungsansprüchen genügen muß. Zu diesen Nutzungsansprüchen zählt auch ein menschenunabhängiges Existenzrecht der Natur, insbesondere des biotischen Bereichs. Der politische Auftrag des MAB-Programmes schließt also das komplexe Problem der Optimierung der unterschiedlichen Nutzungsansprüche ein.

Der Forschungsansatz des MAB-Projektes Grindelwald geht davon aus, daß die vier Zielbereiche Lebens-, Wirtschafts-, Erholungs und Naturraum die verschiedensten Komponenten aus Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt umfassen und daß diese Komponenten untereinander in Beziehung stehen. Dies hat dazu geführt, daß im MAB-Projekt Grindelwald die Struktur und die Funktionsweise eines regionalen Mensch-Umwelt-Systems untersucht und mit Hilfe szenarischer Überlegungen im Hinblick auf Langfristaspekte interpretiert wird. Die Basis dieser integralen und multidisziplinären Forschungsarbeiten bilden abgestimmte Datenerhebungen und ein geographisches Datenbanksystem (vgl. WIESMANN 1979, 1981; STEINER, ZAMANI 1984).

Der politische Auftrag des MAB kann aber nicht allein durch eine möglichst wissenschaftliche Untersuchung und szenarische Interpretation eines regionalen Mensch-Umwelt-Systems eingelöst werden, sondern die untersuchten Strukturen, die Funktionsweise und die Dynamik des Systems müssen im Hinblick auf die vier komplexen Zielbereiche der MAB-Zielsetzung bewertet werden. Dies bedeutet, daß die Verbindung zwischen den untersuchten Beziehungen und Elementen des Systems und den genannten Zielbereichen nur über Bewertungen hergestellt werden kann. Diese Bewertungen stellen nicht bloß ein politisch-normatives Problem dar, sondern sie beinhalten ein ähnlich komplexes wissenschaftliches Problem, wie die 'wertneutrale' Untersuchung des Systems. Die wissenschaftliche Aufgabe besteht dabei nicht darin, die Bewertungen im Sinne der Setzung konkreter normativer Werte vorzunehmen, sondern Verfahren zur Bewertung zu entwickeln, die folgenden Bedingungen genügen sollten: Einerseits sollen die Verfahren transparent und flexibel sein und damit eine 'Versachlichung' der politischen Diskussion ermöglichen und andererseits sollen sie auf untersuchten Systemelementen basieren, womit von Veränderungen im regionalen Mensch-Umwelt-System auf potentielle Bewertungsänderungen in den vier Zielbereichen geschlossen werden kann.

Die Abb. 1 zeigt, daß zur Einlösung des politischen Auftrages im MAB-Projekt Grindelwald mehrere Bewertungsebenen betrachtet werden, die teils auf wirtschaftlich-gesellschaftlichen, teils auf kulturräumlichen und räumlich-ökologischen Komponenten beruhen. Damit verdeutlicht die Abb. daß die hier zur Diskussion stehende Bewertung der Naturschutzwürdigkeit lediglich einen Teil der gesamten Bewertungsproblematik im MAB-Projekt darstellt. Die Bewertung der Naturschutzwürdigkeit hebt sich grundsätzlich von den übrigen Bewertungsebenen ab: In diesen Bewertungsebenen werden zwar auch ökologische Prozesse und Wirkungsketten miteinbezogen, doch ihre Betrachtung zielt auf Aussagen, die sich ausschließlich auf den Menschen, auf dessen Existenzsicherung sowie dessen physisches und psychisch-emotionales Wohlbefinden ausrichten. Im Gegensatz dazu wird mit der Bewertung der Naturschutzwürdigkeit der Aspekt der Zentrierung auf den Menschen verlassen und auf das menschenunabhängige Existenzrecht der Natur gelenkt.

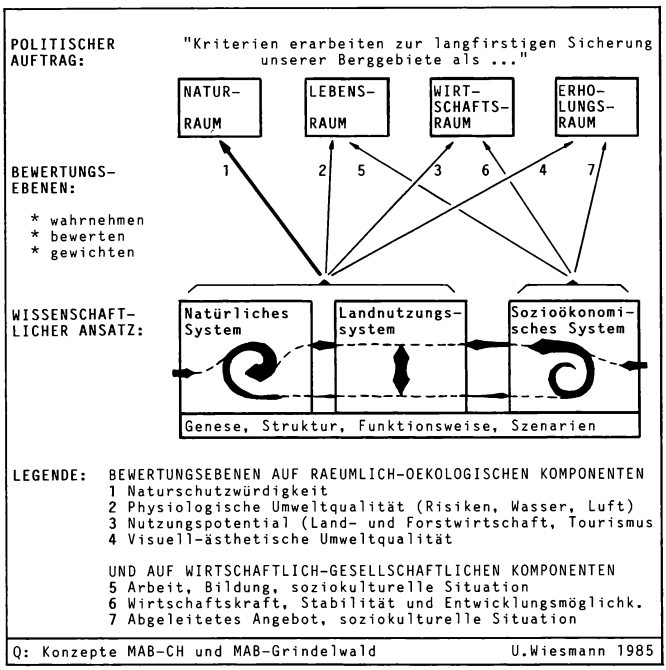


Abb. 1: Die Bedeutung der Bewertung der Naturschutzwürdigkeit im MAB-Projekt Grindelwald

Damit wird markiert, daß die Natur Aspekte aufweist, die auch bei einer sehr weit gehenden und viele ökologische Wirkungsketten einschließenden Interpretation nicht auf den Nutzen für den Menschen reduziert werden können. Im folgenden wird das im MAB-Projekt Grindelwald angewandte Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Naturschutzwürdigkeit zur Diskussion gestellt.

2. Das Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Naturschutzwürdigkeit

Im vorangehenden Kapitel ist festgehalten worden, daß die Bewertung der Naturschutzwürdigkeit eines Raumes - im Gegensatz zu anderen Bewertungsebenen - auf dem menschenunabhängigen Existenzrecht der Natur basiert (vgl. BECHMANN, JOHNSON 1979: 55 oder NIEVERGELT, HESS 1984: 349). Die Bewertung der Naturschutzwürdigkeit beruht also auf einem ethischen Grundsatz, der in den Bewertungsschritten der Auswahl von Erscheinungen und Bewertungskriterien sowie dem Setzen konkreter Werte zum Tragen kommen muß. Damit kann und muß das Bewertungsverfahren zwar wissenschaftlichen Grundsätzen wie Nachvollziehbarkeit etc. genügen, die Bewertung selbst erfolgt aber grundsätzlich normativ.

Wenn bei der Naturschutzwürdigkeit vom ethischen Grundsatz des menschenunabhängigen Existenzrechtes der Natur ausgegangen wird, so wäre jede ökologische Erscheinung prinzipiell schützenswert. Mit der Bewertung der Naturschutzwürdigkeit wird dieses Recht aber grundsätzlich eingeschränkt, denn Bewertung bedeutet immer auch Selektion (BECHMANN, JOHNSON 1979: 53), die sich im Falle der Naturschutzwürdigkeit auf dem teilweise konfliktgeladenen Konkurrenzverhältnis zu den Ansprüchen des Menschen (≙ übrige Bewertungsebenen) aufdrängt. Damit basiert die Bewertung der Naturschutzwürdigkeit zwar auf einem ethischen Grundsatz, der aber mit jeder vorgenommenen konkreten Bewertung verletzt wird. Wenn wir diesen Sachverhalt etwas pointiert ausdrücken, so kann behauptet werden, daß jede Bewertung der Naturschutzwürdigkeit eine 'ethische Falle' darstellt.

Diese ethische Falle besteht in der Notwendigkeit zur Selektion von höher zu bewertenden Erscheinungen, was gleichzeitig bedeutet, daß die nicht selektierten Erscheinungen in ihrem relativen Wert herabgesetzt werden. Auch ein auf wissenschaftlichen Grundsätzen beruhendes Bewertungsverfahren kann sich diesem grundsätzlichen Konflikt nicht entziehen. Der Vorteil eines wissenschaftlichen Bewertungsverfahrens liegt aber im klaren Ausweisen der einzelnen Bewertungsschritte und der dahinterstehenden Bewertungsethik, womit die Bewertung über ihre Transparenz und Flexibilität kritisierbar und modifizierbar wird. Erst damit kann die Grundlage zu einer konstruktiven und gegenüber anderen Zielen politisch konkurrenzfähigen Schutzpolitik gelegt werden.

Ein diesen Grundsätzen genügendes Bewertungsverfahren hat sich über folgende Selektionsschritte auszuweisen und diese zu begründen (vgl. u. a. GFELLER et al. 1984: 19ff. und LUDER 1980: 148).

I. Welche Bereiche des natürlichen Systems sollen in welchem sachlichen und räumlichen Generalisierungsgrad in das Bewertungsverfahren einfließen?

II. Welche Selektionskriterien sollen zur Bewertung der betrachteten Erscheinungen beigezogen werden und auf welchem ethisch-normativen Hintergrund wurden diese Selektionskriterien beigezogen?

III. Wie werden die Bewertungen einzelner Erscheinungen auf Grund einzelner Selektionskriterien zu einem Gesamtwert der Naturschutzwürdigkeit pro betrachteter Raumeinheit zusammengeführt?

Im folgenden soll kurz diskutiert werden, in welcher Weise die drei genannten Selektionsschritte im Bewertungsverfahren des MAB-Projektes Grindelwald erfolgten:

Das im MAB-Projekt Grindelwald verwendete Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Naturschutzwürdigkeit basiert primär auf Erscheinungen des biotischen Bereichs. Der biotische Bereich ist als Endglied im Ökosystem besonders variabel und kann damit Indikatorfunktionen für das gesamte natürliche System übernehmen. Zudem drängt sich der ethische Grundsatz des menschenunabhängigen Existenzrechtes für ihn besonders auf. Aus der unendlichen Vielfalt der Erscheinungen des biotischen Bereichs ist eine Auswahl in den Bereichen der Vegetation und der Tierwelt zur Berücksichtigung im Bewertungsverfahren getroffen worden. Diese Auswahl beruht einerseits auf der Berücksichtigung bestimmter sachlicher und räumlicher Generalisierungsgrade, sowie bestimmter Indikatorfunktionen und andererseits auf der Priorisierung konventioneller, d. h. politisch akzeptierter, biotischer Erscheinungen:

Im Bereich der Vegetation beruht das Bewertungsverfahren auf der Unterscheidung von annähernd 500 Pflanzengesellschaften (Liste in Zamani unpubl., Teilliste in PFISTER 1984). Mit der Wahl des sachlichen Generalisierungsgrades der Pflanzengesellschaften

können aktuell vorkommende Einzelarten nicht in die Bewertung einfließen, hingegen kann ihr potentielles Vorkommen über die starke Differenzierung der Ausbildungen mitberücksichtigt werden. Gegenüber dem Niveau der Einzelarten hat die Bewertung auf dem Niveau der Pflanzengesellschaften den Vorteil, daß raumdeckende Bewertungen weniger aufwendig sind und daß die resultierenden Flächen mit erhöhter Schutzwürdigkeit im allgemeinen großflächiger auftreten, was die Postulierung integraler Schutzmaßnahmen erleichtert.

Im Bereich der Tierwelt kann die Auswahl der in der Bewertung zu berücksichtigenden Erscheinungen nicht wie bei der Vegetation über generalisierende Zusammenfassung zu einer Annäherung der Vollständigkeit führen, sondern hier muß die Auswahl auf dem Niveau der Einzelarten ansetzen und dem Prinzip der Stellvertretung durch ausgewählte Indikatorarten folgen (SCHIESS 1987: 6ff.). Im hier diskutierten Bewertungsverfahren sind Indikatorarten aus zwei Tiergruppen berücksichtigt worden, die unterschiedliche Raumgrößen repräsentieren und damit die Notwendigkeit unterschiedlicher großer Schutzräume andeuten: Die 96 berücksichtigten Indikatorarten von Schmetterlingen markieren wertvolle Kleinstandorte, während die 33 Vogelindikatorarten Hinweise auf großräumig schutzwürdige Flächen liefern (Liste in Zamani unpubl.). Als Ergänzung und Einordnung fließen auch die Gesamtartenzahlen der beiden Tiergruppen in die Bewertung ein.

Die Bewertung der ausgewählten Erscheinungen aus den Bereichen Vegetation und Tierwelt beruht für den Raum Grindelwald auf einer flächendeckenden Datenbasis, deren räumliche Auflösung den 5600 Einheitsflächen (= natur- und kulturräumlich abgegrenzte Polygone) der Datenbank MAB-Grindelwald entspricht (vgl. STEINER, ZAMANI 1984). Innerhalb dieser Einheitsflächen sind bis zu 20 Ausbildungen von Pflanzengesellschaften und bis zu 35 Tierarten unterschieden worden. Für die Bewertung der Naturschutzwürdigkeit bedeutet dies, daß einer hohen sachlichen Genauigkeit eine relativ geringe räumliche Genauigkeit gegenübersteht, das heißt, registrierte Kleinvorkommen schutzwürdiger Biotope führen im Bewertungsverfahren zur Taxierung der gesamten betroffenen, 0.5 bis 5 ha großen Einheitsflächen mit einem erhöhten Schutzwürdigkeitswert. Damit wird durch das Bewertungsverfahren selbst bereits ein Umgebungsschutz um wertvolle Standorte postuliert.

Entsprechend der unterschiedlichen Datenbasis und den unterschiedlichen Auswahlkriterien wird die Naturschutzwürdigkeit in einem ersten Schritt für die Bereiche Vegetation und Tierwelt getrennt vorgenommen, wobei aber für beiden Teilbewertungen dieselbe, vier Klassen (0 bis 3) umfassende Bewertungsskala vorgegeben wird.

2.1 Die Teilbewertung der Vegetation

Die Teilbewertung im Bereich Vegetation läßt sich vom Gedanken leiten, daß eine (Einheits-) Fläche dann eine erhöhte Schutzwürdigkeit aufweist, wenn die Standorte mit hoher Einmaligkeit bzw. Seltenheit enthält, in ihrem Gesamthabitus eine große Vielfalt an Pflanzengesellschaften zeigt, oder wenn sie gesamthaft vom Menschen nicht oder nur gering beeinflußt wird und damit eine erhöhte Naturnähe aufweist. Für jede dieser drei Bewertungskriterien wird eine eigene flächendeckende Bewertung erstellt, die jeweils auf einer vier Klassen umfassenden Bewertungsskala basiert. Als Gesamtwert einer Fläche (beruhend auf der Bewertung des Bereichs Vegetation) wird dann der höchste Wert der Einzelbewertungen aus Eigenart, Vielfalt und Naturnähe bezeichnet. Damit werden die drei Bewertungskriterien gleichwertig berücksichtigt und die ihnen zugrundeliegenden kategorial unterschiedlichen Vorstellungen von Schutzwürdigkeit nicht in Summenwerten verwässert, sondern grundsätzlich als unumstoßbar betrachtet. Dies bedeutet, daß eine Fläche, die aus der Sicht eines Bewertungskriteriums als besonders wertvoll bezeichnet wird, nicht durch tiefe Werte aus den anderen beiden Teilbewertungen wieder abgewertet werden kann.

Die Berücksichtigung des Bewertungskriteriums Einmaligkeit bzw. Seltenheit beruht darauf, daß die Seltenheit der Ausbildung von Pflanzengesellschaften als Indikator ihrer erhöhten Gefährdung betrachtet werden kann, womit diesen Ausbildungen ein prioritäres Existenzrecht (vgl. oben) zugestanden werden muß. Zudem ist die regionale und überregionale Seltenheit ein Bewertungskriterium, das eine hohe politische Akzeptanz aufweist, womit sich seine Berücksichtigung auch im Hinblick auf die politische Realisierung von Schutzmaßnahmen aufdrängt. Zur Ermittlung des Seltenheitswertes der einzelnen Einheitsflächen, sind sämtliche erhobenen 500 Ausbildungen von Pflanzengesellschaften vier Seltenheitsklassen zugeordnet worden. Erhöhte Seltenheitswerte erhielten dabei insbesondere Ausbildungen von Naßvegetation sowie von azidophiler und basiphiler Trockenvegetation, wobei teilweise neben dem reinen Vorkommen auch der Flächenanteil dieser Ausbildungen mitberücksichtigt worden ist. Der Seltenheitswert einer Einheitsfläche wurde anschließend dadurch bestimmt, daß der höchste Seltenheitswert der in der Fläche vorkommenden Ausbildungen als Seltenheitswert der ganzen Einheitsfläche bezeichnet wurde. Durch diese Berücksichtigung des jeweils höchsten Einzelwertes wird erreicht, daß wertvolle Einzelvorkommen ohne Abschwächung bis zum Gesamtwert (vgl. oben) durchschlagen.

Mit dem Bewertungskriterium Vielfältigkeit (Diversität i.w.S.) fließt die standortsangepaßte Differenzierung der nutzungsbeeinflußten Vegetation in die Bewertung mit ein, denn eine hohe Vielfältigkeit kann als Ausdruck kleinräumiger Anpassung der Vegetation und der sie beeinflussenden Nutzungen an die natürlichen Standortsfaktoren aufgefaßt werden. Diese Interpretation der Vielfältigkeit ist deshalb zulässig, weil einerseits der Großteil der Vegetation Grindelwalds nutzungsbeeinflußt ist und weil andererseits über die der Bewertung zugrundeliegende Raumgliederung (homogene Einheitsflächen - vgl. oben) gewährleistet ist, daß die Schwankungsbreite der Standortsfaktoren zwischen den einzelnen Einheitsflächen vergleichbar ist. Im Bereich der genutzten Vegetation kann also die Vielfältigkeit als Indikator des Grades der Anpassung und damit der 'Naturnähe' des überlagernden Nutzungssystems betrachtet werden. Zur Bestimmung des Vielfältigkeitswertes wurde im Bewertungsverfahren des MAB-Projektes Grindelwald eine Zusammenfassung der 500 Ausbildungen von Pflanzengesellschaften zu 65 Gesellschaften vorgenommen, deren vorkommende Anzahl innerhalb der Einheitsflächen im Prinzip den Vielfältigkeitswert definiert (vgl. dazu etwa BEGUIN et al. 1975). Zur Verfeinerung dieses Vielfältigkeitswertes sind die Vorkommen der einzelnen Gesellschaften bei der Summierung zum Vielfältigkeitswert pro Einheitsfläche im reziproken Verhältnis zum Flächenanteil ihres Gesamtvorkommens in Grindelwald berücksichtigt worden. Damit erhält eine Vielfältigkeit, die auf Grund von in Grindelwald selten vorkommenden Pflanzengesellschaften zustandekommt, einen höheren Schutzwert, als die aus stark vertretenen Gesellschaften abgeleitete Vielfältigkeit. Der im Bewertungsverfahren des MAB-Projektes Grindelwald verwendete Vielfältigkeitswert ist also ein mit der regionalen Seltenheit von Pflanzengesellschaften gewichteter Wert und stellt u. E. ein gutes und differenziertes Maß zur Bewertung der Naturschutzwürdigkeit dar.

Mit dem dritten Bewertungskriterium wird ergänzend zu Seltenheit und Vielfalt ein Maß für die nicht durch diese beiden anderen Kriterien gedeckte 'Naturnähe' der in einer Einheitsfläche vertretenen Vegetation gesucht. Die Naturnähe, das heißt, die möglichst geringe Beeinflussung durch den Menschen muß eines der primären Bewertungskriterien der Naturschutzwürdigkeit sein, denn das Problem der Bewertung des menschenunabhängigen Existenzrechtes der Natur stellt sich erst auf Grund des Vorhandenseins menschlicher Nutzungsansprüche. Im Projekt MAB-Grindelwald wurde zur Bewertung der nicht über Seltenheit und Vielfalt gedeckten Naturnähe das Maß der Hemerobie beigezogen (nach SUKOPP 1972): Der Hemerobiewert jeder Einheitsfläche wurde dadurch bestimmt, daß für jede der 500 Ausbildungen von Pflanzengesellschaften mit einer 9stufigen Skala definiert wurde, wie stark sie durch menschliche Nutzungen (Land- und Forstwirtschaft sowie Fremdenverkehr) beeinflußt ist. Anschließend wurden die so definierten Werte der in der Einheitsfläche vorkommenden Ausbildungen summiert, wobei die Werte mit dem relativen Flächenanteil der einzelnen Ausbildungen an der Gesamtfläche der Einheitsfläche gewichtet wurden. Um ein vergleichbares Maß zu erhalten, wurde diese mit dem Flächenanteil der Ausbildungen gewichtete Summe durch die Anzahl der in der Einheitsfläche vorkommenden Ausbildungen von Pflanzengesellschaften dividiert. Das derart ermittelte Maß des Grades des menschlichen Einflußes zeigt erwartungsgemäß eine starke Abhängigkeit von der Nutzungseignung, die in einem Gebirgsraum eng mit der Höhe ü.d.M. korreliert. Die so definierte Naturnähe wäre also das negative Korrelat zur Nutzungseignung, was nicht sehr sinnvoll erscheint. Interessanter ist ein Wert, der diejenigen Einheitsflächen hervorhebt, die relativ zu Standorten vergleichbarer Nutzungseignung eine hohe Naturnähe aufweisen. Zur Ermittlung eines derartigen Maßes wurde mit Hilfe von Nutzungseignungsfaktoren (insbes. Höhe, Vegetationszeit und Strahlung) der bei gleichmäßiger Ausnutzung der Eignung zu erwartende (potentielle) Hemerobiewert pro Einheitsfläche ermittelt und die Differenz dieses berechneten Wertes zur über die Vegetation ermittelten tatsächlichen Hemerobie gebildet. Diese Differenz ist ein Maß für die Naturnähe der Einheitsflächen, in dem die durch die Nutzungseignung bedingten Ungleichheiten ausgeschaltet sind.

Die drei Teilbewertungen auf Grund der beschriebenen Bewertungskriterien Seltenheit, Vielfalt und Naturnähe wurden jeweils flächendeckend und mit derselben Viererskala vorgenommen. Wie erwähnt, wurde anschließend der Gesamtwert des Bereichs Vegetation durch Überlagerung der drei Teilbewertungen erreicht, wobei der jeweils höchste Wert aus den Teilbewertungen als Gesamtwert definiert wurde.

2.2 Die Teilbewertung der Tierwelt

Bei der Auswahl von Bewertungskriterien für diese zwei Gruppen (Schmetterlinge und Vögel) stellen sich ähnliche Grundprobleme wie bei der Bewertung der Vegetation, indem sowohl seltene Einzelvorkommen wie auch gleichzeitige Vorkommen verschiedener, weniger seltener Indikatortierarten zu einer hohen Bewertung der betroffenen Einheitsflächen führen sollten. Aus diesem Grund wurden für die beiden Gruppen von Indikatorarten je drei auf einer Viererskala beruhende Teilbewertungen vorgenommen, von denen analog zur Bewertung der Vegetation der jeweils höchste realisierte Wert in den Gesamtwert aufgenommen wurde. Die drei Teilbewertungen beziehen sich auf den maximalen Seltenheitswert einer Art innerhalb

der Vorkommen einer Einheitsfläche, auf die Summe der Seltenheitswerte aller vorkommenden Arten, sowie auf die Artenzahl innerhalb der Einheitsfläche. Damit wird eine Gesamtbewertung erreicht, in der sowohl Seltenheits- wie auch Vielfältigkeitswerte gleichwertig einfließen. SCHIESS (1987: 85ff.) diskutiert die gewählten Kriterien und deren Bezug zu anderen faunistischen Bewertungsverfahren eingehend.

Das erste Bewertungskriterium wurde dadurch angewandt, daß die in der Bewertung berücksichtigten Arten nach ihrer regionalen und überregionalen Seltenheit klassiert wurden (Skala 0 bis 3), worauf für jede Einheitsfläche der höchste Seltenheitswert einer vorkommenden Tierart ermittelt wurde. Auf Grund dieser Bewertung werden Flächen auch dann mit einem hohen Naturschutzwürdigkeitswert ausgezeichnet, wenn sie neben einer einzigen wertvollen Art keine weiteren naturschutzwürdigen Komponenten aufweisen.

Mit dem zweiten Bewertungskriterium wird markiert, daß eine Fläche auch dann von höchstem Wert sein kann, wenn sie keine sehr seltenen, sondern lediglich mehrere mittelseltene Arten aufweist. Dazu werden die Seltenheitswerte der vorkommenden Arten aufsummiert und diese Summe in einer Viererskala klassiert. Diese zweite Teilbewertung stellt also eine Kombination von Seltenheit und Vielfalt dar und nimmt damit eine ergänzende Zwischenstellung zwischen der ersten und der dritten Bewertung ein. Es wäre aber falsch, nur diese die Kriterien Seltenheit und Vielfalt verbindende Teilbewertung zu berücksichtigen, denn dadurch könnten einzelne isolierte Vorkommen sehr seltener Arten oder sehr vielfältige Flächen, die aber kaum seltene Arten aufweisen, aus der Bewertung ausscheiden.

Das dritte Bewertungskriterium zielt auf die Benennung von Flächen, die zwar keine oder kaum seltene Arten aufweisen, die aber Lebensraum einer großen Zahl von Tierarten sind. Zur Ermittlung dieser dritten Teilbewertung wurde die vorkommende Artenzahl - ebenfalls in einer Viererskala - klassiert, wobei auch Arten aus den beiden berücksichtigten Gruppen Schmetterlinge und Vögel mitgezählt wurden, denen in der Seltenheitsbeurteilung kein Wert zugewiesen worden ist.

Die drei Teilbewertungen wurden - analog zu den Teilbewertungen der Vegetation - für die beiden Gruppen getrennt überlagert und der Gesamtwert für die Vögel bzw. für die Schmetterlinge durch die Benennung des jeweils höchsten Teilwertes ermittelt. Entsprechend der Wahl der beiden Gruppen resultierten dadurch zwei unterschiedliche Flächenmuster: Verstreute und z. T. isolierte wertvolle Einzelfächen für die Schmetterlinge und größere zusammenhängende Gebiete für die Vögel. Durch die Überlagerung dieser beiden Flächenmuster und die Wahl des jeweils höheren Wertes als Gesamtwert des Bereichs Tierwelt ergaben sich zusammenhängende größere Gebiete mit erhöhter Schutzwürdigkeit, in denen sich einzelne kleinflächige Akzente abheben.

2.3 Die Gesamtbewertung aus Vegetation und Tierwelt

Die Bewertungen der Bereiche Vegetation und Tierwelt wurden in derselben Weise zu einer Gesamtbewertung der Naturschutzwürdigkeit zusammengeführt, wie die einzelnen Teilbewertungen: Bei der Überlagerung der beiden Bewertungen wurde der jeweils höhere Wert als Gesamtwert bezeichnet. Dieses Vorgehen hat den Vorteil, daß keine Einzel- oder Teilbewertung durch andere Teilbewertungen verwischt oder abgeschwächt wird und daß jederzeit weitere Erscheinungen des natürlichen Systems und/oder weitere Bewertungskriterien in die Gesamtbewertung aufgenommen werden können. So ist es beispielsweise prinzipiell leicht, die Bewertung durch weitere Gruppen von Indikatortierarten oder durch Erscheinungen des abiotischen Bereichs wie z. B. bedeutende erdgeschichtliche Zeugen zu erweitern, ohne daß die bisherigen Bewertungen verändert werden müssen. Der Nachteil der Gesamtbewertung liegt darin, daß zur Ableitung konkreter Schutzmaßnahmen auf die Einzelbewertungen zurückgegriffen werden muß, da die einzelnen berücksichtigten Tierarten und Pflanzengesellschaften unterschiedliche Schutz- und Pflegemaßnahmen erfordern. Dieser Nachteil ist ein Kennzeichen jeder aggregierten Bewertung (vgl. z. B. LUDER 1980; 46ff.).

3. Die räumliche Verteilung der naturschutzwürdigen Flächen im Testgebiet Grindelwald

Das Bewertungsverfahren, wie es oben kurz skizziert wurde, ist auf den Raum Grindelwald in einer Grundvariante angewandt worden. Weitere Varianten sind geplant, mit denen insbesondere die Sensitivität der in den einzelnen Teilbewertungen gewählten Klassengrenzen und Schwellenwerte überprüft werden soll. Die Resultate dieser Grundvariante können hier aus Platzgründen (Karten) nicht detailliert vorgestellt werden (vgl. MESSERLI et al. 1986). Mit Abb. 2 soll aber der Anteil der als naturschutzwürdig taxierten Flächen in Abhängigkeit des dominantesten Standortsfaktors in Gebirgsregionen, der Höhe ü.d.M., vorgestellt und mit der Höhen-

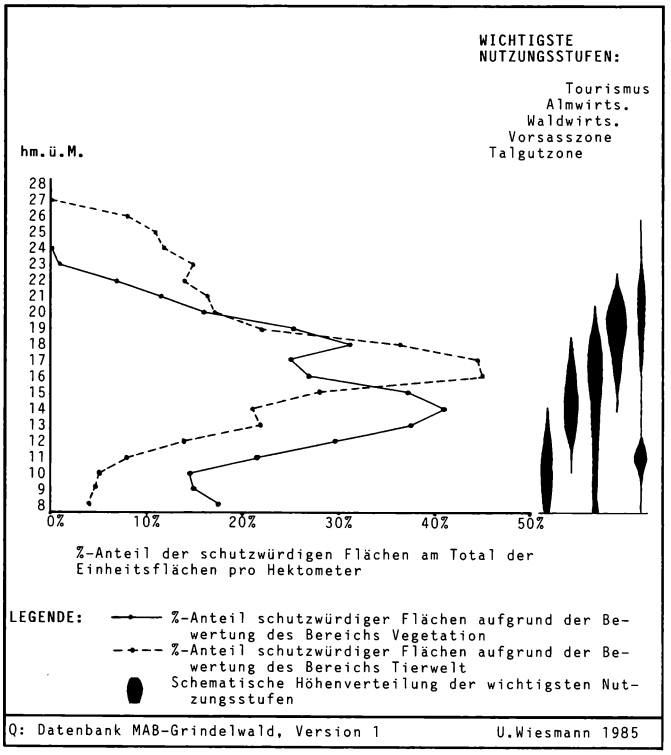


Abb. 2: Die Höhenverteilung der naturschutzwürdigen Flächen im Testgebiet Grindelwald

verteilung der am meisten dominanten Nutzungsgebiete der Bezug zur aktuellen Nutzung andeutungsweise hergestellt werden.

Der Anteil der naturschutzwürdigen Flächen am Total der Einheitsflächen pro Hektometer zeigt sowohl für die Bewertung auf Grund des Bereichs Vegetation wie auch des Bereichs Tierwelt eine deutliche Höhenabhängigkeit. Aus der Bewertung des Bereichs Vegetation resultieren zwei Höhenstufen mit einem besonders hohen Anteil an naturschutzwürdigen Flächen: Die Höhenstufen von 1300 m bis 1600 m mit einem Anteil schützenwerter Flächen von bis zu 40 % sowie die Höhenstufe von 1600 m bis 2000 m mit gegen 30 % schutzwürdiger Flächen. Die Höhenstufe von 1300 m bis 1600 m fällt mit dem Zentralgebiet der Vorsassen (= privat genutzte unterste Almstufe mit teilweiser Schnittnutzung) zusammen, in der sich ein kleinräumiger Wechsel von Wald, Einzelbäumen und Grünland findet, während die Höhenstufe zwischen 1600 m und 2000 m das eng verzahnte Übergangsgebiet der höchstgelegenen Vorsassen, der größeren zusammenhängenden Waldpartien und der unteren Almstufen (= gemeinschaftlich genutzte Sömmerungsweiden) umfaßt. Im Talgutbereich mit den meist intensiv genutzten Fettwiesen und dem ausufernden Siedlungsgebiet sinkt der Anteil der schutzwürdigen Flächen auf unter 20 %. Aber auch im Bereich der höhergelegenen Almstufen und der oberen alpinen Stufe finden sich nur noch wenige, vorwiegend auf Grund der Vegetation taxierte, schutzwürdige Flächen.

Der geringe ermittelte Schutzwert der Höhenstufen über 2200 m liegt darin begründet, daß die spärliche Vegetation kaum seltene Ausbildungen von Pflanzengesellschaften aufweist, und eine relativ geringe Vielfalt an Gesellschaften zeigt. Zudem bestehen hier trotz der Sensibilität auf anthropogene Eingriffe aktuell kaum Differenzen zwischen potentieller und tatsächlicher Hemerobie (vgl. oben), da beide den Maximalwert aufweisen. Aus der Sicht dieser letzten Feststellung könnte argumentiert werden, daß diese Gebiete wegen ihrer maximalen Naturnähe grundsätzlich

schützenswert sind. Dem kann zugestimmt werden, doch darf die Begründung dazu nicht auf der Vegetation, sondern auf dem Gesamthabitus und der Einmaligkeit des ökologischen Prozeßgefüges dieser Kampfzone basieren. Vielleicht sind sogar eher Argumente zur Landschaftsästhetik (vgl. GROSJEAN et al. 1986) und zu morphologischen Risiken angebracht, als das der vorliegenden Bewertung zugrundeliegende Argument des menschenunabhängigen Existenzrechts der Natur. Zudem spricht ein anwendungsorientiertes Argument gegen eine starke Betonung der Schutzwürdigkeit des hochalpinen Raumes: Die Betonung der Schutzwürdigkeit dieser großen zusammenhängenden Gebiete (z. B. 40 % der Gesamtfläche der Gemeinde Grindelwald), die durch die Nutzung nur in geringem Maße gefährdet sind, kann im politischen Entscheidungsfindungsprozeß dazu verleiten, Schutzmaßnahmen in hochwertigen aber kleinflächigeren Gebieten tieferer Lagen zu vernachlässigen.

Der Anteil der Flächen, die auf Grund der Bewertung des Bereichs Tierwelt als schutzwürdig taxiert wurden, zeigt eine ähnliche Höhenabhängigkeit wie derjenige des Bereichs Vegetation, nur daß sich hier das primäre Maximum etwas höher - zwischen 1600 und 1900 m - findet, was daran liegt, daß sich in diesem mit Grünland und Naßvegetation durchsetzten Waldgürtel die wertvollsten Vogelhabitate finden. Die Vorsassenzone zwischen 1300 und 1600 m weist ebenfalls einen erhöhten Anteil schutzwürdiger Flächen auf, der sowohl in einer Vielfalt der Schmetterlinge wie auch der Vögel begründet ist, doch ist dieser Anteil geringer als derjenige des Bereichs Vegetation, da sich insbesondere bei den Vögeln Störungen raumübergreifend auswirken. Dieselbe Feststellung gilt für den engeren Talbereich, der nur noch vereinzelte schützenswerte Habitate aufweist. Hingegen erscheint die Almstufe bei der Bewertung des Bereichs Tierwelt wertvoller als bei derjenigen des Bereichs Vegetation, was einerseits in der repräsentativen Vielzahl alpiner Vogelarten aber auch in seltenen Schmetterlingsvorkommen (z. B. sehr seltene *Erebia*-Arten) begründet ist.

Die in Abb. 2 angegebene Höhenverteilung der wichtigsten landwirtschaftlichen und touristischen Nutzungsstufen deutet an, daß die auf Grund der Bewertungen der Bereiche Vegetation und Tierwelt als naturschutzwürdig taxierten Flächen enge positive Bezüge zum traditionellen landwirtschaftlichen Nutzungssystem aufweisen, das sich in Grindelwald vor allem in der Vorsassenzone noch recht rein erhalten hat (PFISTER 1984, NAEGELI 1986). Demgegenüber zeichnen sich diejenigen Zonen mit erhöhten touristischen Aktivitäten (Siedlungszone, Schigebiet) oder rationeller Landwirtschaft (Talgutbereich mit vermehrter Düngung und Alpbereich mit Tendenz zu stärkerer Konzentration der Nutzung) durch ein deutliches Absinken des Anteils der schutzwürdigen Flächen aus. Das gleiche gilt aber auch für diejenigen Flächen, die keine oder kaum Nutzungen aufweisen. Damit kann postuliert werden, daß die traditionelle landwirtschaftliche Nutzung einen zentralen und notwendigen Beitrag zur Erhaltung einer großen Zahl schützenswerter Flächen liefert, was auch durch weitergehende Analysen (vgl. PFISTER 1984, SCHNEITER unpubl.) bestätigt wird (vgl. auch KLOETZLI et al. 1984; NIEVERGELT, HESS 1984; ZOLLER et al. 1984).

Falls also die hier vorgestellte Bewertung der Naturschutzwürdigkeit akzeptiert wird, muß sich demnach eine Schutzpolitik u. a. auf die Erhaltung des angepaßten, traditionellen landwirtschaftlichen Nutzungsmusters konzentrieren. Dies bedeutet, daß sich die angestrebte Schutzpolitik nicht auf im Raum ansetzende Maßnahmen beschränken darf, sondern daß die sozioökonomischen Verflechtungen insbesondere zwischen landwirtschaftlichen Betriebsstrukturen und touristischer Entwicklung mitberücksichtigt werden müssen.

4. Sozioökonomische Verflechtungen als Basis einer fundierten Schutzpolitik

Wenn für das MAB-Testgebiet Grindelwald vereinfachend eine vergleichende Bilanz der räumlichen und der wirtschaftlichen Bedeutung der Landwirtschaft und des Fremdenverkehrs gezogen wird, so zeigen die beiden dominanten Nutzungen ein komplementäres Bild: Die landwirtschaftliche Nutzung ist für ca. 70 % der Fläche des Testgebiets integraler Bestandteil der Ökosysteme und weist mit ihrer geringen Dynamik und vorwiegend traditionellen Ausrichtung im Raume Grindelwald eine stabilisierende Wirkung auf, die ihren Ausdruck insbesondere auch in der engen Korrelation mit den als

schutzwürdig taxierten Flächen findet. Demgegenüber beeinflußt der Fremdenverkehr mit sämtlichen seinen Nutzungen - vorausgesetzt, daß seine raumübergreifenden Wirkungen, insbesondere visuelle Beziehungen, nicht mitberücksichtigt werden - lediglich knappe 15 % der Fläche des Testgebietes. Da das touristische Nutzungssystem aber nach wie vor eine recht große Dynamik aufweist, wirkt es vorwiegend destabilisierend, was sich u. a. auch in der erwähnten negativen Korrelation zur Schutzwürdigkeit zeigt.

Genau umgekehrt verhält sich die wirtschaftliche Bedeutung der beiden Wirtschaftssektoren: Von den ca. 190 Mio. SFr. BPW (Bruttoproduktion) erwirtschaftet der Fremdenverkehr auf direktem und indirektem Weg 92 %, während auf die Landwirtschaft lediglich 3 % entfallen. Die verschwindend kleine wirtschaftliche Bedeutung der Landwirtschaft in Grindelwald wird noch zusätzlich dadurch verschärft, daß hier pro aufgewendete Arbeitszeit nur etwas mehr als ein Drittel der Einkommen derselben Arbeitszeit im Fremdenverkehr realisiert werden.

In Grindelwald findet also die große Bedeutung der Landwirtschaft im räumlichen System und damit für die Schutzwürdigkeit keine Entsprechung im wirtschaftlichen System und zwar weder auf regional- noch auf betriebswirtschaftlicher Stufe (vgl. NAEGELI 1986, WIESMANN 1986). Diese eindrückliche Bilanz wirft die Frage auf, weshalb sich das traditionelle landwirtschaftliche Nutzungssystem bisher hat halten können und wie es sich allenfalls in Zukunft entwickeln könnte. Die Gründe dafür, daß sich das traditionelle landwirtschaftliche Nutzungssystem dank einem weit über den wirtschaftlichen Ertrag hinausführenden Aufwand an Arbeit und Kapital hat erhalten können, sind in den wirtschaftlichen und insbesondere in den soziokulturellen Verflechtungen der Landwirtschaft mit dem Fremdenverkehr zu suchen:

Die wirtschaftliche Existenzsicherung der 280 landwirtschaftlichen Betriebe erfolgt durch den Fremdenverkehr, indem 95 % der Landwirte eine Erwerbskombination mit fremdenverkehrsabhängigen Branchen aufweisen, so daß durchschnittlich 60 % der Gesamteinkommen der Landwirte aus dem Fremdenverkehr stammen. Erst diese Erwerbskombinationen ermöglichen das Erhalten einer recht hohen Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe, was Voraussetzung für die Erhaltung des traditionellen Nutzungssystems ist, indem dadurch der über den wirtschaftlichen Ertrag hinausführende Aufwand verteilt und breit abgestützt werden kann (vgl. NAEGELI 1986, WIESMANN 1986).

Die wirtschaftliche Existenzsicherung der Landwirtschaft durch den Fremdenverkehr ist im Falle von Grindelwald zwar notwendige Voraussetzung für die Erhaltung des landwirtschaftlichen Nutzungssystems, doch erst die zentrale soziokulturelle Stellung der Landwirtschaft ermöglicht es, daß diese Sicherung überhaupt zum Tragen kommt (vgl. auch RIEDER 1984). Die soziokulturelle Stellung der Landwirtschaft findet ihre Begründung im wirtschaftlich dominierenden Fremdenverkehr: Wie MEYRAT-SCHLEE (1982) nachgewiesen hat, ist die im Fremdenverkehr beschäftigte einheimische Bevölkerung auf traditionelle Werte zur Abgrenzung und Identitätsfindung gegenüber dem Einfluß der Touristen angewiesen. Da die traditionellen landwirtschaftlichen Betriebe die konkreten Repräsentanten dieser kulturellen Schutzwerte darstellen, genießt insbesondere die traditionell ausgerichtete Landwirtschaft ein hohes Prestige. Dieses hohe Prestige konkretisiert sich u. a. in einer starken kulturellen und politischen Stellung, die dank des recht hohen, in der Landwirtschaft verwurzelten Bevölkerungsanteils auch genutzt werden kann. Diese soziokulturelle Stellung der Landwirtschaft, die deren wirtschaftliche Bedeutung bei weitem überragt, bildet den primären Anreiz für die Landwirte, das landwirtschaftliche Nutzungssystem aufrecht zu erhalten. Da das Prestige der Landwirtschaft vor allem auf deren traditionellen Aspekten beruht, wird über diesen primären Anreiz gewährleistet, daß die Nutzung traditionell ausgerichtet wird, womit die zentralen Funktionen der Landwirtschaft in bezug auf die Erhaltung schutzwürdiger Flächen bewahrt werden können. Die in der fremdenverkehrsbedingten soziokulturellen Stellung der Landwirtschaft begründete traditionelle Ausrichtung der Landwirte kommt zusätzlich auch dann zum Tragen, wenn sie auf Grund ihrer Erwerbskombinationen als Fremdenverkehrsangestellte auftreten: Die Verwurzelung der Landwirte im Raum und das damit verbundene Wissen um die ökologischen Gegebenheiten fließt als landschaftserhaltendes Handeln in die touristischen Tätigkeiten mit ein.

Die Symbiose zwischen Landwirtschaft und Fremdenverkehr im Bereich des Arbeitsmarktes und des soziokulturellen Systems ist also dafür verantwortlich, daß im MAB-Testgebiet Grindelwald viele schutzwürdige Flächen zu finden sind. Diese Symbiose ist aber sehr labil und grundsätzlich über zwei Entwicklungen gefährdet: Einerseits können Rationalisierungen und Betriebsstrukturveränderungen im Fremdenverkehr zu einer Abnahme der Möglichkeit zur Erwerbskombination führen und andererseits kann die zentrale soziokulturelle Stellung der Landwirtschaft über verstärkte Außenabhängigkeit und Eigendynamik des Fremdenverkehrs gefährdet werden. Wie nachgewiesen werden konnte (MESSERLI et al. 1986, WIESMANN 1986), zeichnen sich diese beiden gefährdenden Entwicklungen des Fremdenverkehrs mindestens tendentiell ab.

Auf Grund der hier verkürzt und zusammenfassend dargestellten sozioökonomischen Verflechtungen lassen sich zur Begründung einer fundierten Schutzpolitik folgende Schlußfolgerungen ziehen:

Falls das Bewertungsverfahren zur Ermittlung der Schutzwürdigkeit, das einen engen Bezug zwischen schutzwürdigen Flächen und traditionellem landwirtschaftlichen Nutzungssystem aufgezeigt hat, akzeptiert wird, so müssen Schutzmaßnahmen auf drei Ebenen ansetzen: Neben gezielten, direkten räumlichen Eingriffen (Schutzauflagen), muß die schweizerische Agrarpolitik stärker auf die Stützung und Förderung einer Landwirtschaft, die auf Erwerbskombinationen mit anderen Sektoren beruht, ausgerichtet werden. Und mindestens im Falle von Grindelwald muß diese Politik durch eine angepaßte Fremdenverkehrspolitik ergänzt werden, wobei insbesondere die Förderung einer kapitalmäßig endogenen Fremdenverkehrsentwicklung und die Stützung und Förderung eigenständiger Mittelbetriebe der fremdenverkehrsabhängigen Branchen angestrebt werden muß. Erst über eine derart ausgerichtete Fremdenverkehrspolitik kann die kulturelle und politische Stellung der Landwirtschaft gestützt bzw. die Möglichkeit zur Erwerbskombination erhalten werden.

Literatur

BECHMANN A., JOHNSON B., 1979: Zur Methodik der Bewertung von Naturschutzpotential. Verh. Ges. Ökol. 8: 53 - 65.

BEGUIN C., HEGG O., ZOLLER H., 1975: Landschaftsökologisch-vegetationskundliche Bestandesaufnahme der Schweiz zu Naturschutzzwecken. Verh. Ges. Ökol. [Erlangen 1974]: 245 - 251.

GEFELLER M., KIAS U., TRACHSLER H., 1984: Berücksichtigung ökologischer Forderungen in der Raumplanung, methodische Ansätze und Fallbeispiele. Ber. Orts-, Regional- und Landespl. [Zürich] 46: 233 S.

GROSJEAN G., 1986: Ästhetische Bewertung ländlicher Räume am Beispiel von Grindelwald im Vergleich mit anderen schweizerischen Räumen und in zeitlicher Veränderung. MAB-Schlußber. [Bern] 20: 186 S.

KLOETZLI F., LANDOLDT E., ZUMBUEHL G., 1984: Veränderungen im Vegetationsbereich. In: BRUGGER et al.): Umbruch im Berggebiet. Bern/Stuttgart: 319 - 335.

LUDER P., 1980: Das ökologische Ausgleichspotential der Landschaft. Basler Beitr. Physiogeogr. 2: 172 S.

MESSERLI B., MESSERLI P., 1979: Wirtschaftliche Entwicklung und ökologische Belastbarkeit im Berggebiet. MAB-Fachbeitr. [Bern] 1: 25 S.

MESSERLI P., SCHEURER T., WIESMANN U., 1986: Modellstudie Grindelwald zur Umweltverträglichkeit olympischer Winterspiele im Berner Oberland 1996/2000. MAB-Schlußber. [Bern] 28: 106 S.

MEYRAT-SCHLEE E., 1983: Werte und Verhalten; Bedeutung und Wirkungsweise von Wertsystemen im Entwicklungsprozess einer Berggemeinde, aufgezeigt am Beispiel von Grindelwald. MAB-Schlußber. Bern 2: 178 S.

NAEGELI R., 1986: Die Berglandwirtschaft und Alpwirtschaft in Grindelwald. MAB-Schlußber. Bern 21: 273 S.

NIEVERGELT B., HESS R., 1984: Veränderungen im Bereich der Fauna. In: (Ed. BRUGGER et al.): Umbruch im Berggebiet. Bern/Stuttgart: 337 - 351.

PFISTER H., 1984: Grünlandgesellschaften, Pflanzenstandort und futterbauliche Nutzungsvarianten im montan-subalpinen Bereich (Testgebiet Grindelwald). MAB-Schußber. [Bern] 7: 155 S.

RIEDER P., 1984: Werte und Wertschöpfung der Berglandwirtschaft. In: (Ed. BRUGGER et al.): Umbruch im Berggebiet. Bern/Stuttgart: 631 - 643.

SCHIESS H., 1987: Wildtiere in der Kulturlandschaft Grindelwalds. MAB-Schlußber. Bern.

STEINER D., ZAMANI F., 1984: Datenbank MAB-Grindelwald. MAB-Fachbeitrag Bern 21: 29 S.

SUKOPP H., 1972: Wandel der Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Ber. Landw. 50: 112 - 139.

WIESMANN U., 1979: Methodische Grundzüge der Arbeitsorganisation MAB-6-Grindelwald. Informationsbull. Grindelwald [Bern] 1: 5 - 8.

WIESMANN U., 1981: Arbeitspapier zur Projektsynthese MAB-Grindelwald. Informationsbull. Grindelwald [Bern] 4: 35 S.

WIESMANN U., 1986: Die wirtschaftliche, gesellschaftliche und räumliche Bedeutung des Fremdenverkehrs in Grindelwald. MAB-Schlußbericht [Bern] 25: 195 S.

ZOLLER H., BISCHOF N., ERHARDT A., KIENZLE U., 1984: Biocönosen von Grenzertragsflächen und Brachland in den Berggebieten der Schweiz; Hinweise zur Sukzession, zum Naturschutzwert und zur Pflege. In: (Ed. BRUGGER et al.): Umbruch im Berggebiet. Bern/Stuttgart: 523 - 547.

Adresse:

Dr. Urs Wiesmann
Geograph. Inst. Univ.
Hallerstr. 12

CH-3012 Bern

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Das Hochlantschgebiet: Übernutzungsprobleme am Beispiel eines mittelsteirischen ‚Hausberges'

Arnold Zimmermann

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

ZIMMERMANN A., 1986: Das Hochlantschgebiet: Übernutzungsprobleme am Beispiel eines mittelsteirischen 'Hausberges'. Mitt. Abt. Bot. Landesmus. Joanneum Graz 15:

Adresse:

Dr. A. Zimmermann
Inst. f. Umweltwissenschaften u. Naturschutz
Öst. Akademie der Wissenschaften
Heinrichstr. 5

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Wintersporterschließungen und Naturschutz – Ergebnisse einer Studie im Auftrag des Europarates

Alexander Cernusca

S y n o p s i s

Within the Austrian MAB-6-Alpine Programme "Hohe Tauern" the effects of building and oprating ski pistes have been studied in different areas in detailed ecosystem analyses since 1976. Based on this investigations and on a study for the European Council Strasbourg, containing all published results of investigations in Switzerland, Italy, Germany and Austria, the dimensional extent and the ecological effects of bulldozing the ground surface for ski pistes are critisized. The results show that not only bulldozing of large areas in the forested territory or above the alpine timberline but also the preparation of the snow cover of ski pistes by heavy snow mobiles increases remarkably the propability of dangerous torrent events. In the second part changes in the composition and damages of the plant cover are discussed. Direct effects of mechanical damages of the plant cover (ski-edges and snow mobiles) and indirect effects of unnatural distribution of the snow cover and of compressed and icy snow are discussed.

Erosion, recultivation, ski runs, torrent events.

1. Einführung und Problemstellung

Im Alpenbogen gibt es heute zwischen Grenoble und Schladming über 12 000 Lifte und Seilbahnen und an die 40 000 Schipisten. Mit rund 3 700 Aufstiegshilfen liegt Österreich bezüglich der Wintersportkonzentrationen einsam an der Weltspitze und im kleinen Gebirgsland Tirol sind derzeit sogar rund 10 % aller europäischen Aufstiegshilfen installiert. Ein schwerwiegendes ökologisches Problem stellen die großflächigen Schipistenplanierungen dar, die seit der Winterolympiade 1964 mit großem technischem Aufwand bis in die höchsten Bergregionen durchgeführt werden. Die präparierte Pistenfläche beträgt in Tirol 6 900 ha, in Salzburg 5 506 ha und in Südtirol 2 527 ha (CERNUSCA 1984b). Um die ökologischen Auswirkungen des Baues und Betriebes von Schipisten auf alpine Ökosysteme zu analysieren und so die Basis für wissenschaftlich fundierte Empfehlungen zur Reduktion der Umweltschäden zu erarbeiten, wurden im Rahmen des österreichischen UNESCO-Forschungsprogrammes 'Mensch und Biosphäre' unter meiner Leitung im Zeitraum 1976 bis 1984 von einer interdisziplinären Arbeitsgruppe umfangreiche Ökosystemanalysen in Österreich und in Südtirol durchgeführt (CERNUSCA 1984a). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden bereits weitgehend publiziert (CERNUSCA 1977a, 1977b, 1977c, 1977d, 1979a, 1979b, 1980, 1984b, 1984c). Um einen Gesamtüberblick über die Auswirkungen von Wintersportkonzentrationen auf alpine Ökosysteme zu geben, wurde von mir im Auftrag des Europarates eine Studie ausgearbeitet, die sämtliche zu diesem Fragenkreis vorliegenden wissenschaftlichen Untersuchungen aus der Schweiz, Italien, der Bundesrepublik Deutschland und Österreich berücksichtigt (CERNUSCA 1986). Im ersten Abschnitt dieser Studie werden zunächst die ökologischen Veränderungen im Bereich von Schipisten eingehend erörtert, wie z. B. hydrologische Auswirkungen des Baues und Betriebes von Schipisten (Schneeverteilung und Schneedeckenandauer, Wasserspeicherungsvermögen, Oberflächenabfluß und Erosionen, Wildbachgefährdung), Wiederbegrünung von Planierungen mit besonderer Berücksichtigung der Problematik von Flächenplanierungen oberhalb der alpinen Waldgrenze, Schäden an der Vegetation durch den Betrieb von Schipisten sowie negative Auswirkungen auf die Tierwelt. Im zweiten Teil wird am Beispiel der österreichischen Bundesländer Tirol und Salzburg das Ausmaß der durchgeführten Wintersporterschließungen aus ökologischer Sicht beurteilt, und werden Mängel der Genehmigungspraxis erörtert. Im dritten Teil sind Richtlinien und Empfehlungen für Planung,

Bau, Erhaltung und Pflege von Schiabfahrten ausführlich dargestellt und im vierten Teil der Studie wird schließlich ein Überblick über Stellungnahmen internationaler Organisationen zum Spannungsfeld Wintersport/ Ökologie gegeben.

Diese Studie hat als wesentliches Ergebnis gezeigt, daß beim Bau und Betrieb von Schipisten in ganz Mitteleuropa ähnliche Probleme auftreten, wobei vor allem folgende Bereiche betroffen sind:

I. Der Bereich des Waldes mit großflächigen Rodungen und Geländekorrekturen und in der Folge mit schweren hydrologischen Auswirkungen und deutlich erhöhter Wildbachgefährdung.

II. Der Bereich oberhalb der alpinen Waldgrenze mit zusätzlichen großen Problemen im Zusammenhang mit einer dauerhaften Stabilisierung und Renaturierung der gestörten Ökosysteme.

III. Direkte und indirekte Schäden an Vegetation, Boden und Tierwelt durch den Betrieb von Schipisten. Durch das Ausufern des Schibetriebes auf Flächen außerhalb der präparierten Pisten werden dabei in zunehmendem Maße auch Zwergstrauchbestände und Aufforstungsflächen gefährdet.

Im folgenden werden aus dieser Studie die beiden wichtigen Problembereiche 'Wildbachgefährdung' und 'Vegetationsschäden' dargestellt, wobei vor allem Ergebnisse des vor kurzem abgeschlossenen österreichischen MAB-Projektes 'Schloßalm, Gasteiner Tal' berücksichtigt werden.

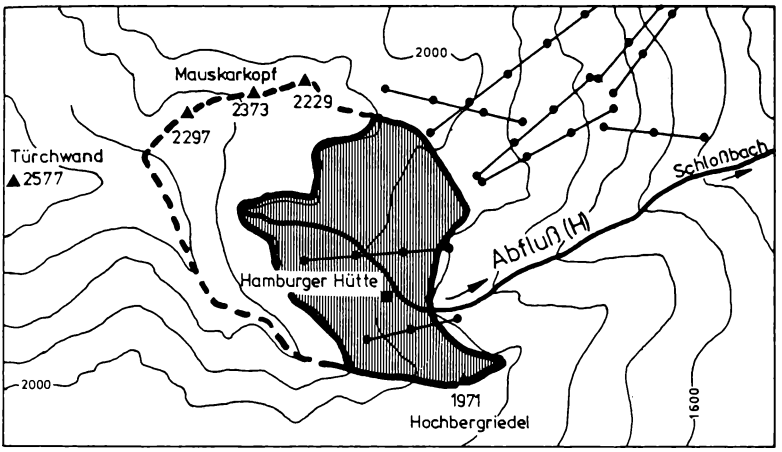
2. Ökologische Auwirkungen des Baues und Betriebes von Schipisten auf Oberflächenabfluß, Erosion und Wildbachgefährdung

2.1 Steigerung von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag durch Schipisten

Im Rahmen des österreichischen MAB-Programmes wurden vom Bayerischen Landesamt für wasserwirtschaft in München durch zahlreiche Beregnungsexperimente die Auswirkungen von Schipistenbau und Schibetrieb auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag untersucht (BUNZA 1984, 1985). Beregnet wurde jeweils eine Fläche von 100 m², wobei die Beregnungsintensität von 100 mm in einer Stunde etwa einem 100jährigen Katastrophenniederschlag entsprach. Diese Untersuchungen ergaben für den Bereich des Schigebietes 'Schloßalm' eine deutliche Zunahme von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von Erlen- und Zwergstrauchbeständen über Almflächen mit Schibetrieb zu planierten Schipisten: Die weitaus geringsten Abflußbeiwerte, von durchschnittlich 16 %, traten im Bereich naturnaher Almweiden ohne Schibetrieb auf. Dabei wurde eine deutliche Zunahme des Oberflächenabflusses von schwach beweideten Flächen mit Erlenbewuchs (Abflußbeiwert 4.1 %) zu stärker beweideten Flächen mit schütterem Zwergstrauchbewuchs (31.9 %) festgestellt. Auf Almflächen mit Nutzung als Schipiste (nur Schneepräparierung und keine Geländeplanierungen) wurden im Durchschnitt Abflußbeiwerte von 47 % gemessen. Wichtig ist auch, daß Fahrspuren von Transportfahrzeugen im Almbereich, wie sie beim Bau von Schipisten und Seilbahnen häufig hervorgerufen werden, zu einer deutlichen Zunahme von Oberflächenabfluß und Erosion führen. Die weitaus höchsten Abflußraten wiesen planierte Schipisten mit künstlicher Rasenansaat auf (Abflußbeiwerte zwischen 44 % und 71 %). Diese Beregnungsexperimente zeigten auch eindrucksvoll, daß auf Flächen ohne Planierungen, bei weitgehend geschlossener Vegetationsdecke nur ein unbedeutender Bodenabtrag auftritt, wogegen Planierungen mit unzureichender Rasenansaat zumeist hohe Bodenabträge aufweisen. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch MOSIMANN (1984) auf Grund von Erosionsuntersuchungen an 250 Pistenabschnitten in der Schweiz. Nach ihm sollte daher nach Pistenplanierungen der Deckungsgrad der Ansaat mindestens 70 % betragen. Neben einem ausreichenden Deckungsgrad ist vor allem auch eine gute Durchwurzelung des Bodens anzustreben (CERNUSCA 1986). Wichtig ist ferner, daß nach den Ergebnissen von BUNZA (1985) nicht nur der Bau, sondern auch schon der Betrieb von Schipisten im Almgelände zu einer erhöhten Wildbachgefährdung führt.

2.2 Erhöhte Wildbachgefährdung durch Schipisten in Wildbacheinzugsgebieten

Bei der Beurteilung der Wildbachgefährdung durch Schipisten ist neben der durch die Planierungen betroffenen Vegetation (Wiesen- und Weideflächen,



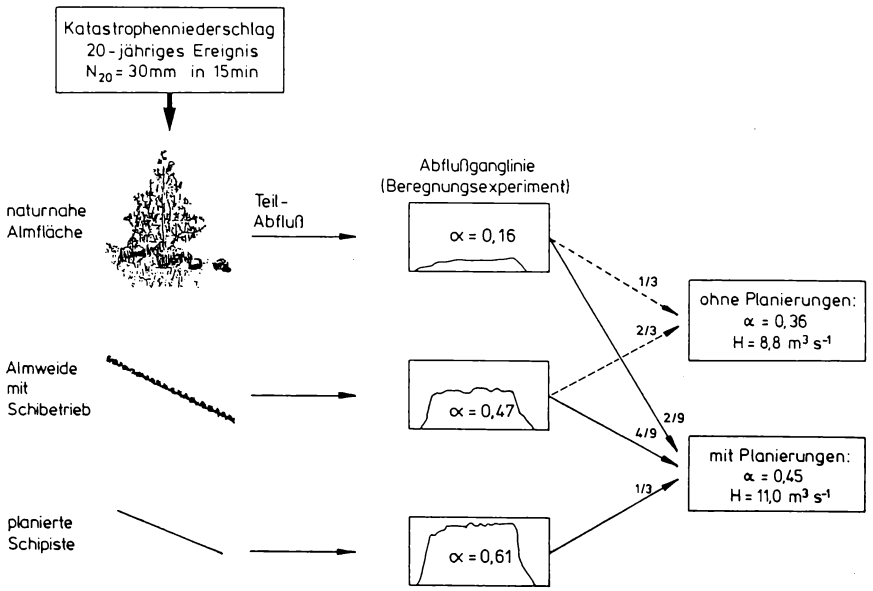


Abb. 1: Auswirkungen von Schipistenplanierungen und Schibetrieb auf die Abflußverhältnisse eines Wildbacheinzugsgebietes am Beispiel des Schigebietes Schloßalm
(nach Messungen von BUNZA 1985).
Oben: Untersuchtes Teileinzugsgebiet des Schloßbaches (0.96 km²) mit Liftanlagen.
Unten: Abflußverhalten bei einem 20jährigen Niederschlagsereignis.
Die Schipistenplanierungen bewirken eine Erhöhung des über die Fläche gemittelten Abflußbeiwertes (α) und der Hochwasserspitze (H) der zum Schloßbach abfließenden Oberflächenwässer. Die Bruchzahlen bei den Pfeilen geben den Flächenanteil der jeweiligen Vegetationseinheit im Einzugsgebiet an.

Zwergstrauchbestände, Wald) vor allem das Flächenausmaß der Schipistenplanierungen im Verhältnis zur Gesamtfläche des Einzugsgebietes zu berücksichtigen. BUNZA (1985) hat auf Grund der oben dargestellten Beregnungsexperimente die Auswirkungen von Schipistenplanierungen im Bereich der Schloßalm auf die Abflußverhältnisse des Schloßbaches analysiert (Abb. 1). Der Flächenanteil der Schipistenplanierungen beträgt auf der Schloßalm rund um die Hamburger Hütte heute ca. 30 % der Almfläche. Ohne diese Schipistenplanierungen würde sich für den Bereich der Schloßalm, als Flächenmittelwert der Beregnungsexperimente, bei einem Flächenanteil von 2/3 Weidefläche (Abflußbeiwert 47 %) und 1/3 Zwergstrauchbestände (Abflußbeiwert 16 %) ein Gesamtabflußbeiwert von 36 % ergeben. Durch die Schipistenplanierungen (Abflußbeiwert 61 %) erhöhte sich der Gesamtabflußbeiwert des betrachteten Einzugsgebietes auf 45 %. Ein Katastrophenregen von 30 mm in 15 Minuten (zwanzigjähriges Ereignis) hätte im Almgebiet ohne die heute vorhandenen Schipistenplanierungen zu einer Hochwasserspitze von 8.8 m^3/s geführt. Durch die Schipistenplanierungen erhöhte sich die Hochwasserspitze auf 11.0 m^3/s. Diese Hochwasserspitze entspricht einem 45jährigen Hochwasserereignis, d. h. heute muß im Bereich der Schloßalm im statistischen Durchschnitt bereits alle 20 Jahre mit einem Hochwasserereignis gerechnet werden, das vor den Schipistenplanierungen nur alle 45 Jahre zu erwarten war.

2.3 Beispiele für Mur- und Wildbachkatastrophen im Zusammenhang mit Wintersporterschließungen

Diese Untersuchungsergebnisse werden durch eine Reihe von Hangrutschungen sowie Mur- und Hochwasserkatastrophen als Folge von Schipistenplanierungen nachdrücklich bestätigt. So wurden z. B. durch den Schipistenbau im Einzugsgebiet des Schloßbaches und des Hundsdorferbaches (Schigebiet Schloßalm, Bundesland Salzburg) am 6.8.1980 und im Einzugsgebiet des Burleitengrabens (Schigebiet Zell am See, Bundesland Salzburg) am 22.7.1982 Murabgänge ausgelöst. Zu einer besonders folgenschweren Murkatastrophe kam es am 4.7.1983 im Olympiaschigebiet Axamer Lizum (Tirol). In der Axamer Lizum wurden für die beiden Winterolympiaden 1964 und 1976 großflächige Rodungen und Schipistenplanierungen (Damenabfahrt, Herren- und Damenriesentorlaufstrecke, Waldabfahrt von Hoidl nach Axams) im Einzugsgebiet eines Wildbaches (Axamer Bach) durchgeführt. Im Almbereich beträgt die Schipistenfläche 68 ha, das sind 11.8 % der Gesamtalmfläche der Gemeinde Axams. Über 80 % dieser Pistenfläche wurden mehr oder weniger planiert. Außerdem wurden in der Axamer Lizum 41 ha für Schipisten im Waldbereich gerodet und planiert, das sind 4.3 % der Gesamtwaldfläche der Gemeinde Axams. Die Murkatastrophe nahm zum Teil ihren Ausgang von den großflächigen Schipistenplanierungen in der Axamer Lizum und führte zu einer Vermurung des Zentrums der Wintersportgemeinde Axams. Die Schäden betrugen zwischen 30 und 40 Millionen Schilling. Dank glücklicher Umstände waren keine Menschenleben zu beklagen.

Diese Katastrophen verdeutlichen die großen Gefahren, die durch Planierungen im Einzugs- und Abflußbereich von Wildbächen ausgelöst werden. Besonders kritisch müssen Rodungen und Planierungen für Schipisten in Einzugsgebieten mit Hochwasserschutzwald beurteilt werden, vor allem dann, wenn für die Aufforstung und technische Verbauung des betroffenen wildbachgefährdeten Einzugsgebietes seitens öffentlicher Körperschaften in der Vergangenheit große finanzielle Mittel aufgewandt wurden. Ein besonders krasses Beispiel stellt in diesem Zusammenhang das Schigebiet 'Schmittenhöhe' (Zell am See, Bundesland Salzburg) dar. Im Gebiet Zell am See erfolgten im Almbereich im Zeitraum 1880 bis 1930 Aufforstungen von Schutzwäldern im Einzugsbereich von Wildbächen mit einem Flächenausmaß von 150 ha. Im gleichen Einzugsgebiet wurden seit 1930 rund 100 ha für Schipisten erneut gerodet und damit langjährige kostspielige Sanierungsmaßnahmen der Wildbach- und Lawinenverbauung, die mit öffentlichen Mitteln erfolgten, weitgehend zunichte gemacht.

Von der Landesforstdirektion des Bundeslandes Salzburg wurden die Auswirkungen der Wintersporterschließungen auf die Wildbach- und Lawinengefährdung abgeschätzt. Danach gibt es im Bundesland Salzburg 675 erklärte Wildbacheinzugsgebiete mit einer Gesamtfläche von 608 000 ha, das sind 86 % der Landesfläche. Rund 21 % dieser Wildbacheinzugsgebiete sind heute durch Wintersporterschließungen beeinträchtigt.

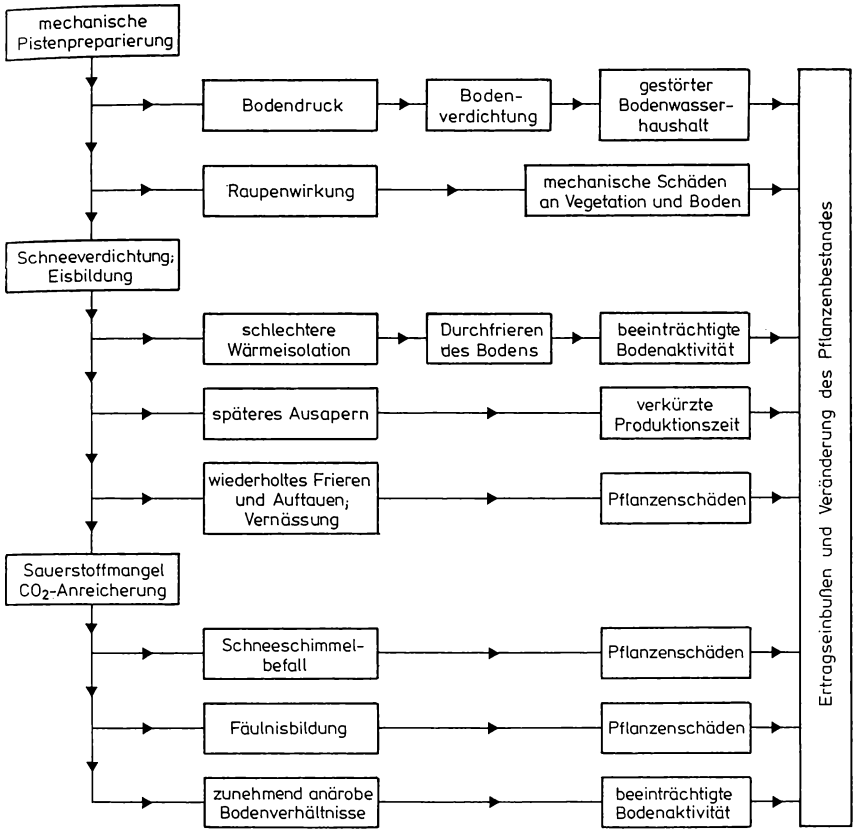


Abb. 2: Schematische Darstellung der Wirkungszusammenhänge, die bei mechanischer Pistenpräparierung zu Vegetationsschäden führen (nach CERNUSCA 1986).

3. Schädigung der Vegetation durch den Betrieb von Schipisten

3.1 Übersicht über die Ursachen der Vegetationsschäden

Intensiver Schibetrieb und mechanische Pistenpräparierung mittels schwerer Pistenpflegegeräte können an Pflanzendecke und Oberboden zu schweren Schäden führen. Nach Untersuchungen in Tirol und in der Schweiz betragen die Ertragseinbußen auf Schipisten im landwirtschaftlich genutzten Bereich 15 bis 25 % mit Spitzenwerten bis zu 70 %. Die Ursachen für diese Vegetationsschäden sind sehr komplex, wobei häufig direkte und indirekte Effekte zusammenspielen (Abb. 2):

I. Durch die Schikanten oder die Gleisketten der Präpariergeräte kommt es auf Buckeln und Geländekanten zum Abscheren von Vegetation und Oberboden. In diesem Zusammenhang muß gefordert werden, daß Pistenfahrzeuge erst ab einer Schneehöhe von 30 cm eingesetzt werden sollten. Auf Steilhängen sollte die Mindestschneehöhe sogar 40 cm betragen (CERNUSCA 1986).

II. Durch die Pistenpräparierung wird die Schneedecke stark verdichtet, künstliche Ausaperungsmuster werden geschaffen, durch die die Ausaperungszeit und dadurch das Pflanzenwachstum und die Artenzusammensetzung verändert werden können. Die Pistenpräparierung führt meist zu einer Verlängerung der Schneedeckendauer um 10 bis 15 Tage und damit verbunden zu direkten Produktionseinschränkungen von ca. 3 % pro Tag (WYL 1982; vgl. auch OSTLER et al. 1982).

III. Verdichtung der Schneedecke und Eisbildung bewirken gravierende Vegetationsschäden. Wie Untersuchungen im Schigebiet Schloßalm ergaben (TAPPEINER 1985), kommt es im präparierten Pistenbereich zu einem tieferen Durchfrieren und im Frühjahr zu stark verzögertem Auftauen des Bodens, wodurch das Pflanzenwachstum während der Austriebsphase beeinträchtigt werden dürfte. Bei Luftabschluß durch festgepreßten Schnee oder Eisschichten reichert sich durch die Atmungstätigkeit der eingeschlossenen Pflanzen und Bodenlebewelt CO_2 bis zu Konzentrationen von 40-44 % an, Sauerstoff verarmt auf Konzentrationen von 3-5 % (FREYMAN, BRINK 1967; RAKITINA 1970). Unter solchen Bedingungen werden über abnorme Stoffwechselwege giftige Endprodukte gebildet. Eine weitere ungünstige Auswirkung des Luftabschlusses ist das Unvermögen der so geschwächten Pflanzen, im Winter volle Frostabhärtung zu erlangen. Schneeverdichtungen und Eisbildung erhöhen außerdem die Gefahr von Pilzkrankheiten.

IV. Wiederholtes Frieren und Auftauen des Bodens bei fehlender Schneedecke lockert die obersten Bodenschichten und übt auf kleinere Pflanzen, besonders Sämlinge, so beträchtliche Zugspannungen aus, daß Seitenwurzeln abgerissen und Pfahlwurzeln gelockert werden.

V. Vernässung gekoppelt mit Frosteinwirkung kann, insbesondere bei Gräsern Pflanzenschäden verursachen. Auf Schipisten kommt es häufig gegen Ende des Winters zu einer gegenüber der nicht befahrenen Umgebung erhöhten Abschmelzrate. Bezüglich weiterer Literaturzitate siehe LARCHER 1985a.

3.2 Gefährdung von Aufforstungsflächen und Zwergstrauchbeständen

An Schipisten grenzende Waldflächen, vor allem Aufforstungsflächen, müssen unbedingt vor dem Befahren durch die Schiläufer geschützt werden. Geschieht dies nicht, so treten empfindliche Schädigungen der Aufforstung durch Abschaben der Rinde, durch Knicken der Terminaltriebe oder ganzer Pflanzen ein. Neben diesen direkten mechanischen Schäden dürften auch im Waldbereich indirekte Schäden wie erhöhte Gefahr von Pilzerkrankungen (vgl. dazu LANGENEGGER, GRÜNIGEN 1983) und geringere Klimaresistenz der durch den Schibetrieb geschwächten Pflanzen eine Rolle spielen.Außerdem ist auf die verstärkte Schneeschubgefahr und auf eine Erhöhung der Gefahr durch Winterdürrestreß hinzuweisen. Eine weitere indirekte Schadenswirkung dürfte sich schließlich durch erhöhte Verbißschäden des Wildes ergeben. Unmittelbare Störung von Einstandsgebieten des Schalenwildes durch Tiefschneefahrer kann nämlich zu erhöhten Verbißschäden führen.

Besonders im Bereich der Waldgrenze ist das Ausufern des Pistenbetriebes auf angrenzende Verjüngungsflächen wegen der ungünstigen klimatischen Umweltbedingungen gefährlich. Diese Gefahr nimmt umso mehr zu, je mehr das Tiefschneefahren (Variantenfahren) in Mode kommt. Dabei dürften nach dem österreichischen Forstgesetz Aufforstungsflächen mit einer Mindesthöhe des Jungwuchses von unter 3 m überhaupt nicht betreten werden. In Zukunft müßte bereits bei der Errichtung neuer Aufstiegshilfen und Schiabfahrten berücksichtigt werden, ob dadurch nicht neue Varianten mit entsprechender Schädigung des Waldes eröffnet werden.

Im alpinen Zwergstrauchgürtel wirken sich direkte mechanische Schäden des Pistenbetriebes bei geringer Schneehöhe besonders ungünstig aus. Selbst die kräftigen Stämmchen der Alpenrose, vor allem aber Alpenrosenzweige und Heidelbeersträucher werden meist komplett abrasiert und Gemsheidebestände großflächig beschädigt (GRABHERR 1985; KÖRNER 1979; QUILLET 1984). Aber auch abseits der Pisten droht Zwergstrauchbeständen durch Tiefschneefahrer eine erhöhte Gefahr durch Winterdürrestreß. Vor allem die Alpenrose (*Rhododendron ferrugineum*) ist durch Frosttrocknis akut gefährdet. Durch Tiefschneefahrer werden häufig einzelne Alpenrosenpflanzen angefahren und verlieren dadurch den notwendigen Schneeschutz. Wie Photosynthesemessungen mit einer vollklimatisierten Gaswechselküvette auf dem Patscherkofel ergaben, öffnen schneefrei gestellte Alpenrosen bei warmem Wetter ihre Spaltöffnungen am ersten Tag innerhalb weniger Stunden und es kommt zu Photosynthese (Abb. 3). Bereits am zweiten Tag nimmt aber die Photosynthese kurz nach Sonnenaufgang ab und am dritten Tag sinkt sie infolge akuten Winterdürrestresses auf Null (LARCHER 1985b; LARCHER, SIEGWOLF 1985). Zusätzliche Erschütterungen der Pflanzen lösen dann leicht

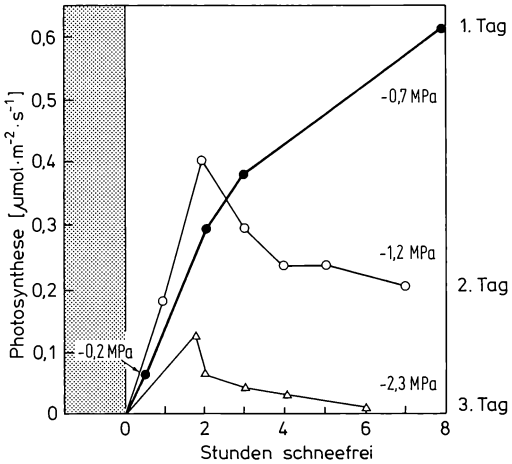


Abb. 3: Entstehung einer akuten Schädigung von Alpenrosenpflanzen nach Entfernung des Schneeschutzes im Februar.
Am ersten Tag wird die Photosynthese allmählich aktiviert, aber schon am nächsten Morgen wird sie infolge rasch zunehmender Verschlechterung des Wasserpotentials bald stark eingeschränkt. Da aus dem gefrorenen Boden kein Wasser aufgenommen werden kann, sinkt das Wasserpotential auf -2.3 MPa (= -23 bar) ab und die Photosynthese erlischt. Selbst wenn die Zweige wieder mit Schnee bedeckt werden, erholen sie sich bis zum Ende des Winters nicht mehr (aus LARCHER 1985a, nach Messungen von SIEGWOLF 1986 auf dem Patscherkofel bei Innsbruck).

Spannungsembolien aus, die während des ganzen Winters nicht mehr aufgelöst werden können.

3.3 Zur Wirkung von Schneezäunen

Zur Verbesserung der Schneedecke werden auf Schipisten oberhalb der Waldgrenze häufig auch Verwehungszäune verwendet. Durch richtg aufgestellte Schneezäune kann auf diese Weise die Schneedeckenandauer in windexponierten Pistenbereichen wesentlich verlängert werden. Beim Einsatz von Schneezäunen sollte man aber beachten, daß dabei auch wesentliche ökologische Veränderungen hervorgerufen werden, die letztlich mit dem geänderten Schneeklima zusammenhängen. So bewirkt z. B. die längere Schneeandauer im Bereich des Schneezaunes auf dem Gipfel des Patschkofel, daß die dort vorhandenen Gemsheidebestände allmählich durch Heidelbeer- und Alpenrosenbeständen verdrängt werden. Interessant ist auch, daß die Verdränung von *Loiseleuria* durch eine allfällige chemische Schipistenpräparierung mittels Schneezement udgl. noch wesentlich beschleunigt wird (KÖRNER 1984). Besonders sensibel reagieren auf die lokalklimatische Veränderung erwartungsgemäß Flechten, wie Untersuchungen von TÜRK (1985) zeigen (Abb. 4). Schneezäune schützen also die Vegetationsdecke vor mechanischer Beschädigung durch die Kanten der Schier, können aber auch zu einer Veränderung der natürlich gegebenen Artengarnitur führen - eine Frage, die sicher den Naturschutz betrifft.

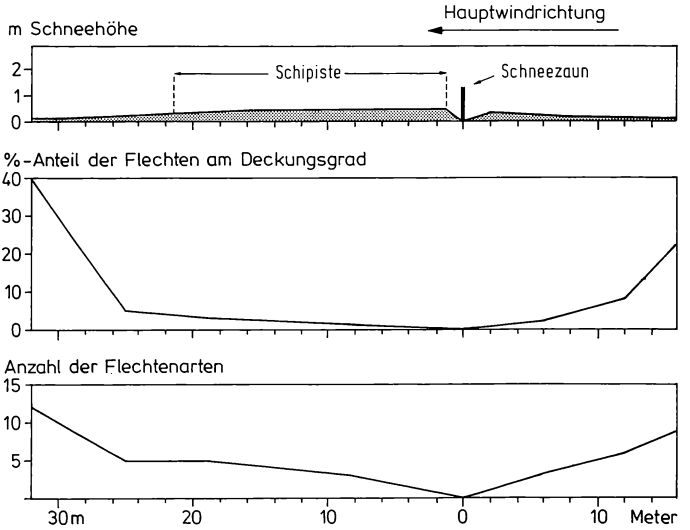


Abb. 4: Auswirkungen eines Schneezaunes auf die Verteilung von Flechten (nach TÜRK 1985).

Literatur

BUNZA G., 1984: Oberflächenabfluß und Bodenabtrag in alpinen Graslandökosystemen. Verh. Ges. Ökol. 11: 101 - 109.

BUNZA G., 1985: Abfluß- und Abtragsmessungen im Schigebiet der Schloßalm bei Bad-Hofgastein (Salzburg, Österreich). Veröff. Öst. MAB-Progr.:

CERNUSCA A. (Ed.), 1977a: Alpine Umweltprobleme. I. Ökologische Veränderung durch das Anlegen von Schiabfahrten an Waldhängen. Berlin (Schmidt): 119 S.

CERNUSCA A., 1977b: Pisten und Landschaft - ökologische Probleme des Schipistenbaues; Untersuchungsergebnisse. Mitteilungsbl. Öst. Inst. Schul- und Sportstättenbau 4: 12 - 15.

CERNUSCA A., 1977c: Schipisten gefährden die Gebirgslandschaft. Umschau 77 (4): 109 - 112.

CERNUSCA A., 1977d: Ökologische Veränderungen im Bereich von Schipisten. In: (Ed. SPRUNG R., KÖNIG B.): Das österreichische Schirecht. Innsbruck (Wagner): 81 - 150.

CERNUSCA A., 1979a: Zur Ökologie von Schipisten. In: Raumplanung für Österreich (Naturschutz und Seilbahnen). Wien (Öst. Bundeskanzleramt IV/6 Bundespressedienst) 2: 53 - 71.

CERNUSCA A., 1979b: Ökologische Auswirkungen von Schipisten und deren Berücksichtigung in Raumplanung und Umweltschutz. Ber. 27. Jahrestagung Int. Alpenschutzkomm. (Briancion, Frankreich): 40 S.

CERNUSCA A., 1980: Schipisten - Ökologische Auswirkungen des Baues und Betriebes von Schipisten und deren Berücksichtigung in Gesetzgebung und Verwaltung. Tiroler Umweltschutzkonzept - Bestandsaufnahme. Innsbruck (Amt Tiroler Landesregierung): 191 S.

CERNUSCA A., 1984a: Das MAB-6-Pilotprojekt "Alpine Ökosysteme". Verh. Ges. Ökol. 12: 59 - 71.

CERNUSCA A., 1984b: Beurteilung der Schipistenplanierungen in Tirol aus ökologischer Sicht. Verh. Ges. Ökol. 12: 137 - 148.

CERNUSCA A., 1984c: Ökologische Auswirkungen des Baues und Betriebes von Schipisten. Interpraevent (Villach 1984) 3: 57 - 77.

CERNUSCA A., 1986: Ökologische Auswirkungen des Baues und Betriebes von Schipisten und Empfehlungen zur Reduktion der Umweltschäden. Samml. Naturschutz [Europarat Strasbourg] 33: 253 S.

FREYMAN S., BRINK V.C., 1967: Nature of ice-sheet injury to alalfa. Agronomy J. 59: 557 - 560.

GRABHERR G., 1985: Tourismusinduzierte Störungen, Belastbarkeit und Regenerationsfähigkeit der Vegetation in der alpinen Stufe. Veröff. Öst. MAB-Progr.:

KÖRNER C., 1979: Zur anthropogenen Belastbarkeit der alpinen Vegetation. Verh. Ges. Ökol. 8: 451 - 461.

KÖRNER C., 1984: Auswirkungen von Mineraldünger auf alpine Zwergsträucher. Verh. Ges. Ökol. 12: 123 - 136.

LANGENEGGER H., GRÜNIGEN Ch. von., 1983: Tiefschneefahrer und Waldverjüngung im Bereich der oberen Waldgrenze. Ergebnisse einer Untersuchung im Testgebiet Grindelwald. Fachbeitr. Schweiz. MAB-Inf. 15: 22 S.

LARCHER W., 1985a: Kälte und Frost. In: (Begr.) SORAUER R.: Handbuch der Pflanzenkrankheiten. 7. Aufl. 1 (Lfg. 5). Berlin (Parey).

LARCHER W., 1985b: Winter stress in high mountains. [Proc. 3rd IUFRO Workshop P 1.07-00] Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. Ber. 270: 11 - 19.

LARCHER W., SIEGWOLF F., 1985: Development of acute frost drought in Rhododendron ferrugineum at the alpine timberline. Oecologia:

MOSIMANN T., 1984: Das Stabilitätspotential alpiner Geoökosysteme gegenüber Bodenstörungen und Skipistenbau. Verh. Ges. Ökol. 12: 167 - 176.

OSTLER W.K., HARPER K.T., McKNIGHT K.B., 1982: The effects of increasing snowpack on a subalpine meadow in the Unita Mountains, Utah, U.S.A. Arctic Alpine Res. 14: 203 - 214.

QUILLET R., 1984: Der Einfluß des Skibetriebes auf die Vegetation in der alpinen Stufe. Verh. Ges. Ökol. 11: 177 - 183.

RAKITINA Z.G., 1970: Vlijanie gazovogo sostava atmosfery na morozostojkost rastenii ozimoj psenicy. (Effect of ice crust wheat). Fiziol. rast. 17: 907 - 912.

SIEGWOLF R., 1986: CO_2-Gaswechsel von Rhododendron ferrugineum an der alpinen Waldgrenze. Diss. Univ. Innsbruck.

TAPPEINER U., 1985: Bestandesstruktur, Mikroklima und Energiehaushalt einer naturnahen Almweide und einer begrünten Schipistenplanierung im Gasteiner Tal (Hohe Tauern). Diss. Univ. Innsbruck: 234 S.

TÜRK R., 1985: Der epigäische Flechtenbewuchs im Bereich von Schneezäunen in alpinen Lagen der Ostalpen. Veröff. Öst. MAB-Progr.:

WYL A. von, 1982: Influence des pistes de ski sur la couche vegetale et la production d'herbe a l'etage montagnard dur pays d'enhaut. Fachbeitr. Schweiz. MAB-Information 10: 12 S.

Adresse:

Prof. Dr. A. Cernusca
Abteilung Ökologie
Institut für Botanik
Sternwartestr. 15

A-6020 Innsbruck

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Neue Aspekte der physiologisch-ökologischen Forschung an Hochgebirgspflanzen

Christian Körner

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

Körner C., 1987: Mechanismen der Standortsbewältigung bei Hochgebirgspflanzen. Ein weltweiter Vergleich. Schr. Ver. Verbr. naturwiss. Kenntnisse Wien: (im Druck).

Adresse:

Prof. Dr. C. Körner
Inst. f. Botanik Univ.
Sternwartestr. 15

A-6020 Innsbruck

Wachstums- und Reproduktionsstrategien von Hochgebirgspflanzen und ihre Bedeutung für die Begrünung von Schipisten und anderen hochalpinen Erosionsflächen

Georg Grabherr, Anni Mair und Helga Stimpfl

S y n o p s i s

Revegetation at high altitudes is still an unsolved problem as no plant material which is adapted to the harsh climatic conditions is available from seedmanufactures. The methods now in use depend on high fertilization and periodically reseeding, and create only an artificial green cover. To elaborate basic information on reproduction and propagation of high alpine plants especially those which dominate the natural vegetation, a study was carried out at the mountain Pfannhorn (2660 m, South Tyrol, Italy). Theoretically an ideal species for revegetation should combine ruderal, competitive and stress tolerant characters according to GRIME's (1979) strategy concept. None of the 40 investigated species fullfills this criterion. Species with ruderal components don't produce sufficient biomass to dominate in alpine communities, species with competitive components are characterized by low seed production and so on. If any a satisfactory technique should use species with competitive characters like *Agrostis schraderiana* or *Poa alpina* which on the other hand must be reproduced vegetatively. First attempts to reproduce these species vegetatively in high numbers have been tried successfully. Thus a breakthrough in biological engineering at high altitudes may be in sight.

Alpine plants, high altitudes, plant strategies, revegetation.

1. Einführung

Die Probleme, die sich durch die Anlage von Schipisten, besonders bei Planien über der Waldgrenze, für den Alpenraum ergeben haben, sind mittlerweile ins Bewußtsein einer breiten Öffentlichkeit getreten. Gerade daraus ergeben sich die Ziele, die eine ingenieurbiologische Sanierung solcher Flächen erreichen soll:

I. Die Landschaftswunde soll nicht mehr sichtbar sein, die Piste soll also optisch ins Landschaftsbild eingebunden werden.
II. Der erhöhte Oberflächenabfluß und damit die Erosionsgefahr soll verhindert werden.
III. Die Sanierung soll eine Dauerlösung sein, was letztlich auch ein ganz entscheidendes ökonomisches Problem darstellt.

Doch trotz der langen Tradition von Begrünungsversuchen (z. B. STINY 1908, GAMS 1940) konnten die genannten Forderungen bisher nicht befriedigend erfüllt werden:

- Jeder Bergwanderer sieht schon von weitem planierte Schipisten, entweder das Braun einer schlecht sanierten, oder das Giftgrün einer für heutige Verhältnisse gut sanierten.
- Beim Erosionsschutz konnten zwar Erfolge erzielt werden, aber auch eklatante Fehlschläge blieben nicht aus (HÜHNERWADEL et al. 1982).
- Vom 3. Ziel, einer ökonomischen Lösung, ist man noch weit entfernt. Die ständige Nachsaat und Düngung kosten viel Geld und sind nach den bisherigen Techniken immer wieder notwendig, sicher nicht zum Leidwesen des Samengroßhandels und der Düngerindustrie.

Das Grundproblem liegt nicht im technischen Bereich. Hier sind die Agraringenieure um keine Möglichkeit verlegen - der Engpaß liegt bei den Pflanzen, und hier beim Saatgut und bei der Reproduktionskraft der autochthonen Arten. Dabei wäre es auch ökologisch bedeutend sinnvoller über geeignetes Pflanzgut eine Lösung zu suchen, als über Klärschlamm, Pilzmyzel, Hühnermist und anderes.

Am Pfannhorn (2660 m) bei Toblach im Pustertal (Südtirol, Italien) einem schon 'klassischen' natürlichen Erosionsgebiet wurden deshalb in Zusammenarbeit mit dem Amt für Wildbachverbauung des Amtes der Südtiroler Landesregierung Studien zur Bedeutung der Reproduktionsstrategien autochthoner

Tab. 1: Charakteristika für kompetitive, streßtolerante und ruderale Pflanzen
(nach GRIME 1979, auszugsweise)

MORPHOLOGY	*competitive*	*stress-tolerant*	*ruderal*
life forms	herbs, shrubs and trees	lichens, herbs, shrubs and trees	herbs
morphology of shoot	high dense canopy of leaves, extensive lateral spread above and below ground	extremely wide range of growth forms	small stature, limited lateral spread
leaf form	robust, often mesomorphic	often small or leathery, or needlelike	various, often mesomorphic
LIFE HISTORY			
longevity of established phase	long or relatively short	long - very long	very short
longevity of leaves and roots	relatively short	long	short
leaf phenology	well-defined peaks of leaf production coinciding with period(s) of maximum potential productivity	evergreens, with various patterns of leaf production	short phase of leaf production in period of high potential productivity
frequency of flowering	established plants usually flower each year	intermittent flowering over a long life-history	high frequency of flowering
proportion of annual production devoted to seeds	small	small	large
perennation	dormant buds and seeds	stress-tolerant leaves and roots	dormant seeds
PHYSIOLOGY			
maximum potential relative growth-rate	rapid	slow	rapid
response to stress	rapid morphogenetic responses (root-shoot ratio, leaf area, root surfache area) maximizing vegetative growth	morphogenetic responses slow and small in magnitude	rapid curtailment of vegetative growth, diversion of resources into flowering
storage of photosynthate mineral nutrients	most photosynthate and mineral nutrients are rapidly incorporated into vegetative structure but a portion is stored and forms the capital for expansion of growth in the following growth season	storage systems in leaves, stems and/or roots	confined to seeds
MISCELLANEOUS			
litter	copious, often persistent	sparse, sometimes persistent	sparse, not usually persistent
palatability to unspecialized herbivores	various	low	various, often high

und standortsfremder Arten für ingenieurbiologische Berasungstechniken durchgeführt. Zusammen mit Untersuchungen (GRABHERR 1985) in Curvuleten in Obergurgl (Tirol, Österreich) sollten sie zur Beurteilung von neuen Möglichkeiten bzw. grundsätzlichen Grenzen ingenieurbiologischer Maßnahmen beitragen.

Im folgenden werden einige Ergebnisse aus den umfangreichen und heterogenen Untersuchungen dargestellt und diskutiert. Methodik und Arbeitsgebiet sind den Originalarbeiten von STIMPFL (1985) und MAIR (1985) zu entnehmen. Eine ausführliche Darstellung würde hier den Rahmen sprengen. Wo methodische Hinweise als notwendig angesehen werden sind sie kurz angeführt.

2. Konzept und Ergebnisse

Eine der Grundideen war, sich zuerst mit einem theoretischen Konzept der Frage zu nähern, was eine Pflanze überhaupt können muß, damit sie sich zur Begrünung eignet, und dann jene Merkmale bei den autochthonen Arten zu erfassen, die sie letztlich als qualifiziert oder nicht qualifiziert erscheinen lassen. Ausgegangen wurde dabei vom Strategiekonzept von GRIME (1979, vgl. Tab. 1), der als drei Grundtypen ruderale, kompetitive und streßtolerante Arten unterschieden hat. Postuliert man eine ideale Begrünungspflanze, so sollte sie am besten von allen Strategien etwas haben. Sie sollte sich rasch und über weite Strecken ausbreiten können, also ruderal sein, sollte rasch eine hohe Biomasse entwickeln, das wäre die kompetitive Komponente, und dies unter den ungünstigen Bedingungen des Hochgebirges und auf einem nicht gerade pflanzenfreundlichen Substrat, sollte also streßtolerant sein.

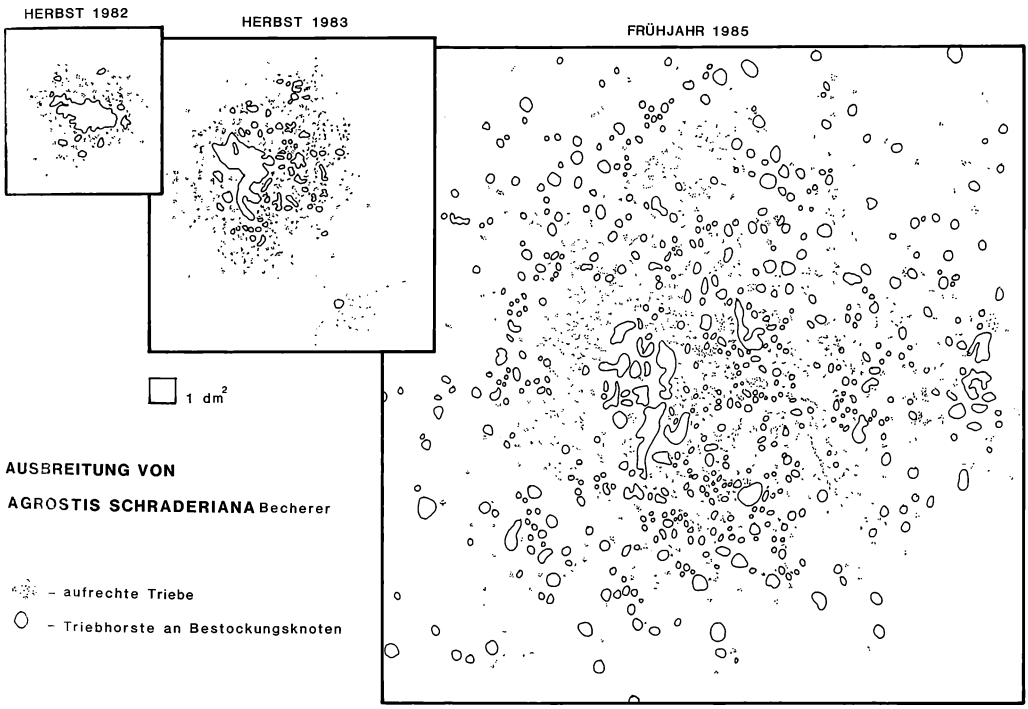


Abb. 1: Ausbreitung eines Stockes *Agrostis schraderiana* im Botanischen Garten.
Die für eine Alpenpflanze bemerkenswert rasche horizontale Ausbreitung erfolgt primär über die Ausbildung von bis zu 40 cm langen Stolonen, die sich vor allem am Ende reichlich bestocken.

Tab. 2: Samenproduktion häufiger Arten in den Rasengesellschaften des Pfannhorns *(Nardetum s.l., Caricetum curvulae, Festucetum variae).*
Die drei Kategorien sind relativ zueinander zu verstehen

reiche[1] Samenproduktion	mäßige Samenproduktion	geringe[2] Samenproduktion
Antennaria dioica	Schwankungen gering:	Schwankungen gering:
Arnica montana		
Calluna vulgaris	*Agrostis rupestris*	*Agrostis schraderiana*
Campanula barbata	*Avenochloa versic.*	*Festuca halleri*
Hieracium lact.	*Festuca pseudodura*	*Festuca varia*
Hieracium glac.	*Galium pseudoh.*	*Primula minima*
Hypochoeris unifl.	*Gentiana acaulis*	*Saponaria pumila*
Lotus alpinus	*Leontodon helvet.*	*Thesium alpinum*
Luzula multifl.	*Nardus stricta*	*Thymus praecox*
Phyteuma beton.	*Pedicularis tub.*	*Vaccinium uligin.*
Phyteuma hemisph.	Schwankungen mäßig:	Schwankungen mäßig:
Pseudorchis alb.		
Pulsatilla alpina	*Anthoxanthum alp.*	*Oreochloa dist.*
Rhododendron ferr.	*Avenella flexuosa*	*Potentilla aurea*
Senecio incanus	*Juncus trifidus*	*Potentilla erecta*
Solidago virg.	*Tanacetum alpinum*	
Veronica bell.		Schwankungen häufig:
		Carex curvula

1 = in der Regel Diasporen > 50 pro Individuum
2 = in der Regel Diasporen < 20 pro Individuum

Kennzeichnend für streßtolerante Arten ist nach GRIME (1979) unter anderem eine lange bis sehr lange Lebensdauer bei geringer Wachstumsrate. Ein typischer Vertreter hierfür ist *Carex curvula* mit bis zu 20 Jahren Lebensdauer für den Einzeltrieb (GRABHERR et al. 1978) und einer vegetativen Ausbreitungsgeschwindigkeit von nur 0.9 mm pro Jahr. Und doch müßte *Carex curvula* auch eine kompetitive Komponente zugesprochen werden. Sie dominiert nicht nur eine Pflanzengesellschaft, eben das *Curvuletum*, sondern kann auch in bestehende Gesellschaften eindringen und zur Dominanz gelangen, wie z. B. in Schneetälchen. Allerdings, und das unterscheidet sie von echten 'Kompetitern' (z. B. *Solidago canadensis*), vollzieht sich dieser Wettbewerb nur sehr langsam und unter Bedingungen, bei denen die Konkurrenzkraft anderer Arten schon an ihre Grenze angelangt ist.

Jene Art mit der vielleicht stärksten kompetitiven Komponente unter den Alpenpflanzen ist *Agrostis schraderiana*, dies vor allem hinsichtlich des vegetativen Verhaltens. Pflanzversuche im Botanischen Garten erbrachten folgendes Bild (Abb. 1): Durch bis zu 40 cm lange Stolonen zeigt *Agrostis schraderiana* eine für Alpenpflanzen einmalige horizontale Ausbreitungsgeschwindigkeit. Auch Versuche mit Rasenhäcksel und der Verpflanzung von Horstteilen in situ, also am Pfannhorn, zeigten die genannte Tendenz, wenn auch nicht so dramatisch. Weiters läßt sich im Gelände beobachten, daß sie besonders bei Blaikenbildung zu enormer Massenentwicklung fähig ist. Ähnliches geschieht bei aufgelassenen Almweiden, wo sie Nardeten verdrängen kann. Die Reproduktion ist aber, ähnlich der von *Carex curvula*, jene streß-

Tab. 3: Keimungsrate in situ am Pfannhorn (2100 m; in gesiebter alpiner Rasenbraunerde). Angaben in %. Mit Ausnahme von *Festuca pseudodura* ist die Keimung gering bis sehr gering.

Festuca pseudodura	29.0	*Carex sempervirens*	3.0
Solidago virgaurea	12.0	*Luzula multiflora*	2.7
Campanula barbata	7.0	*Lotus alpinus*	1.3
Nardus stricta	6.0	*Agrostis schraderiana*	0.3
Avenella flexuosa	4.7	*Arnica montana*	0.3
Festuca varia	4.3	*Calluna vulgaris*	0.0

toleratner Pflanzen. Die Samenproduktion ist gering (Tab. 2), wie auch die Keimfähigkeit (Tab. 3). Im Labor keimten bei mehreren Versuchen maximal 7 % der Samen (nur Zimmertemperatur in Keimglocken), in situ nicht einmal 1 % (Tab. 3). Die Zugabe üblicher Pistenzutaten führte weder zu einer Steigerung, noch zu einer Hemmung.

Eine schon eher ruderale Strategie besitzt *Festuca pseudodura*, die von allen Arten in situ die mit Abstand beste Keimungsrate aufwies (Tab. 3). Im Labor keimte sie zu 89 %. Hier wäre also ein guter Samenlieferant und guter Keimer gefunden, die relative Wachstumsrate (Tab. 4) ist auch beträchtlich, aber nicht die gesamte Massenproduktion. Die Pflanze bildet kaum 10 cm hohe Horste mit geringem Durchmesser und tritt nie als dominanter Rasenbildner in Erscheinung - ist also wie typische Ruderalarten eine Art Lückenbüßer.

Tab. 4: Sproßproduktion eines Keimlings in einer Vegetationsperiode. Besonders auffallend das relativ rasche Wachstum von *Festuca pseudodura*, die im Gegensatz zur langlebigen *Festuca varia* eine starke ruderale Komponente in ihrer Wachstumsstrategie besitzt.

Biomasse in g TG pro Individuum (in situ).

Festuca pseudodura	*Festuca varia*	*Avenella flexuosa*
0.15164	0.0302	0.11478

Zwischen diesen drei Polen, die allesamt bereits Strategiekombinationen darstellen, bewegen sich auch die anderen Arten. Eine ideale Pflanze im geforderten Sinn gibt es nicht. Besitzt eine kompetitive Züge wie *Agrostis schraderiana*, dann fällt die Samenbildung aus; ist eine ein guter Samenbildner, so fehlt es an der Masse; ist eine wie *Carex curvula* ein guter Rasenbildner, so fehlt es an Samen und Raschwüchsigkeit.

Sucht man also eine ingenieurbiologische Lösung über das autochthone Pflanzgut, so wären Arten wie *Agrostis schraderiana* durch gute Massenbildung und relativ rasche Ausbreitung am geeignetsten. Eine Samenproduktion in großtechnischem Maßstab, und nur eine solche ist sinnvoll, fällt aber aus.

Eine Lösung für die vegetative Massenvermehrung scheint sich aber jetzt abzuzeichnen. Mit der Idee der Rasenteilung und direkten Pflanzung wurde eine alte Idee von STINY (1908) wieder aufgegriffen, und mit der Vermehrung von Horstteilen über gärtnerische Zwischenkultur, die K. Partsch einbrachte, erscheint diese Idee auch realisierbar. Im Rahmen einer Aktion der österreichischen Junggärtner wurden aus ein paar Säcken *Agrostis schraderiana, Poa alpina* und *Luzula alpino-pilosa* über 4000 Topfpflanzen über den vergangenen Winter produziert und bei der Rudolfshütte in Salzburg auf 2300 m auf rohen Bauschutthalden eingepflanzt. Noch läßt sich nicht sagen, ob ein Erfolg beschieden ist. Etwas länger laufen schon Versuche im Kleinwalsertal, über die MARKERT (1985) kürzlich berichtet hat. Nur wurden dort die unterschiedlichsten Strategen vermehrt. Es wird sich zeigen, ob die gezielte Auswahl von aus einem theoretischen Konzept abgeleiteten Arten mehr Erfolg bringt als der direkte Eignungstest, der bei der großen Zahl an Alpenpflanzen ein Test ohne Ende sein könnte.

Dr. F. Florineth vom Amt der Südtiroler Lawinen- und Wildbachverbauung sei für seine Unterstützung gedankt.

Literatur

GAMS H., 1940: Die natürliche und künstliche Begrünung von Fels- und Schuttlagen in den Hochalpen. Forschungsarb. Straßenwes. 25: 1 - 58.

GRABHERR G., MÄHR E., REISIGL H., 1978: Nettoprimärproduktion und Reproduktion in einem Krummseggenrasen (Caricetum curvulae) der Ötztaler Alpen, Tirol. Oecol. Plant. 13: 227 - 251.

GRABHERR G., 1985: Damage to vegetation by recreation in the Austrian and German Alps. In: (Ed. BAYFIELD N.G., BARROW N.G.): The ecological impacts of outdoor recreation on mountain areas in Europe and North America. R.E.R.G. Report 9: 74 - 91.

GRIME J.P., 1979: Plant strategies and vegetation processes. Chichester/New York/ Brisbane/Toronto (Wiley).

HÜHNERWADEL D., RUDIN R., RÜSCH W., SCHWARZENBACH F.H., STIFFLER H.K., WALLIMANN B., WEISS H., 1982: Skipistenplanierungen und Geländekorrekturen - Erfahrungen und Empfehlungen. Ber. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. 237: 1 - 51.

MAIR A., 1985: Zweckmäßigkeit und Erfolg ingenieurbiologischer Erosionsbekämpfung in alpinen Hochlagen, dargestellt am Beispiel "Pfannhorn", Südtirol, Italien. Diss. Univ. Innsbruck.

MARKERT P., 1985: Wiederansiedlung standortgerechter Vegetation an Hanganrissen in den Hochlagen, dargestellt am Modell Kleinwalsertal. Diplomarbeit TU Berlin: 179 S.

STIMPFL H., 1985: Zur Bedeutung der Reproduktionsstrategie autochthoner und standortsfremder Arten für die ingenieurbiologische Berasung hochalpiner Erosionsflächen. Diss. Univ. Innsbruck: 194 S.

STINY J., 1908: Die Berasung und Bebuschung des Ödlandes im Gebirge als wichtige Ergänzung getroffener technischer Maßnahmen und für sich betrachtet. Beilage II - Das oberste Einzugsgebiet des Pfannbaches. Graz (Eigenverlag des Verfassers).

Adresse:

Univ.-Prof. Dr. Georg Grabherr
Abt. Vegetationsökologie u. Naturschutzforschung
Inst. für Pflanzenphysiologie Univ. Wien
Postfach 285

A-1091 Wien

Dr. Helga Stimpfl
Dr. Anni Mair
Albert-Schweitzer-Str. 8

A-6600 Reute

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Ursachen für Erosionsprozesse im Skigebiet Meran 2000

Raphaele Löhmannsröben und Alexander Cernusca

S y n o p s i s

'Meran 2000' represents an example for the consequences of an anthropogenic overload of a region above the alpine timberline. It is both used as a pasture ground, by summer and ski tourism and former by military training. A pedological, geological and botanical analysis of this region tries to clear up the reasons for an escalation of processes of erosion which is observed since about 20 years. The investigation exposes a natural lability as well as a natural potential of regeneration. It shows that the addition of anthropogenic influences effected the collapse of a former existing balance between erosion and regeneration. One factor of natural lability is discussed more detailed: the phenomena of translational slides in the upper soil mantle ('Blaiken'). The genesis of this type of slide cannot be attributed to a horizon of shearing under the root system - a result of concentrated subsurface flow below homogeneous root zones - as described by SCHAUER (1975). Instead of this in Meran 2000 the translational slides are connected with initial slope movements in form of solifluction. Finally a programme of sanitation is exposed which already could be realized.

Natural lability, pasturage, regeneration, sanitation, ski tourism, soil erosion.

1. Einführung und Problemstellung

Meran 2000 stellt ein erschreckendes Beispiel dar für die Auswirkungen intensiver Nutzung eines Geländes oberhalb der Waldgrenze. Diese Auswirkungen bestehen aus exzessiven Erosionsprozessen, die das Gebiet seit ca. 20 Jahren in fortschreitendem Maße bedrohen.

Das Ziel der hier durchgeführten Untersuchungen bestand darin, nach Klärung der Ursachen für diese Erosionen gezielt Sanierungsmaßnahmen ergreifen zu können.

Hierzu wurde versucht, durch eine kausal-analytische Erfassung der Naturlage und damit einer möglicherweise vorgegebenen natürlichen Labilität des Geländes, umgekehrt Rückschlüsse auf eine anthropogene Mitverschuldung oder Verursachung ziehen zu können.

2. Untersuchungsprogramm

Die hier im Jahr 1983 und z. T. noch 1984 durchgeführten Untersuchungen fanden im Auftrag der Südtiroler Landesregierung unter der Leitung von Univ.-Prof. Dr. A. Cernusca statt. Folgendes Untersuchungsprogramm wurde aufgestellt:

I. eine Bestandsaufnahme der Vegetation und des an ihr erkennbaren Grades der Beweidung durch Univ.-Prof. Dr. G. Spatz (Institut für Landwirtschaftlichen und Gärtnerischen Pflanzenbau TU München, Freising-Weihenstephan)
II. künstliche Beregnungsversuche, sowie eine Aufnahme der geologischen Verhältnisse durch Dr. G. Bunza (Bayerisches LA für Wasserwirtschaft)
III. eine Boden- und Erosionskartierung sowie Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt (Korngrößenanalysen, Bestimmung von Porenvolumen, Porengrößenverteilung und Sickerwasserraum) an ausgewählten Standorten durch R. Löhmannsröben (Geogr. Inst. Univ. Köln).

Auf die Ergebnisse letztgenannter Untersuchungen soll in diesem Beitrag näher eingegangen werden.



Abb. 1: Der Südhang bei Meran 2000.
Große Anbrüche und Denudationsflächen setzen sich in zahlreichen Erosionsrinnen fort, die den gesamten Oberhang zerfurchen und schließlich im Unterhang in mächtigen Lockermaterialauflagen tiefe Feilenanbrüche bilden.

3. Das Untersuchungsgebiet und seine Nutzung

Meran 2000, zur Gemeinde Hafling gehörend, liegt östlich der Stadt Meran auf einer Höhe zwischen 1800 und ca. 2300 m ü.d.M. Der Talkessel erstreckt sich von ONO nach WSW. Der südexponierte Nordhang stellt den größeren Teil des Untersuchungsgebietes dar, wo auch die weitaus bedrohlicheren Abtragungsprozesse stattfinden (siehe Abb. 1).

Neben seiner Funktion als winterliches und sommerliches Erholungsgebiet diente Meran 2000 in den 60er Jahren noch als Truppenübungsplatz und erlangte große Bedeutung als intensiv genutztes Weideland (Rinder, Schafe, Pferde und Ziegen), wobei der Weidedruck in den letzten Jahren stetig anstieg als Folge der sich ständig durch Abtragungsprozesse verkleinernden Weidefläche.

Dies spiegelt sich auch deutlich in der Vegetation wider. Den dominierenden Vegetationstyp im gesamten Gelände stellt ein *Aveno-Nardetum* dar, d. h. eine Vegetation, die aus der selektiven Futtersuche des Viehs hervorgeht, wobei sogar das Borstgras hier schon Spuren von Verbiß aufwies, was als eindeutiges Merkmal für Futtermangel und Überbeweidung festzuhalten ist (SPATZ unpubl.).

Die im Rahmen von Truppenübungen durchgeführten Granatwürfe lassen eine große Schädigung von Vegetation und Boden erahnen, da heute noch durch Steine markierte Zielscheiben erkennbar sind, die Schlüsse auf die Treffsicherheit der Schützen zulassen (siehe Abb. 2).

Planierungen wurden während der Erschließung als Skigebiet nur geringflächig durchgeführt, z. T. jedoch in derart frevelhafter Weise (über einen Grat hinweg, ohne Begrünung), so daß rein anthropogene Herde für dort beginnende Denudation und Erosion geschaffen wurden (siehe Abb. 3).



Abb. 2: Hangbereich, der durch Granatwürfe stark geschädigt wurde. (Pfeile markieren verfehlte Zielscheiben)

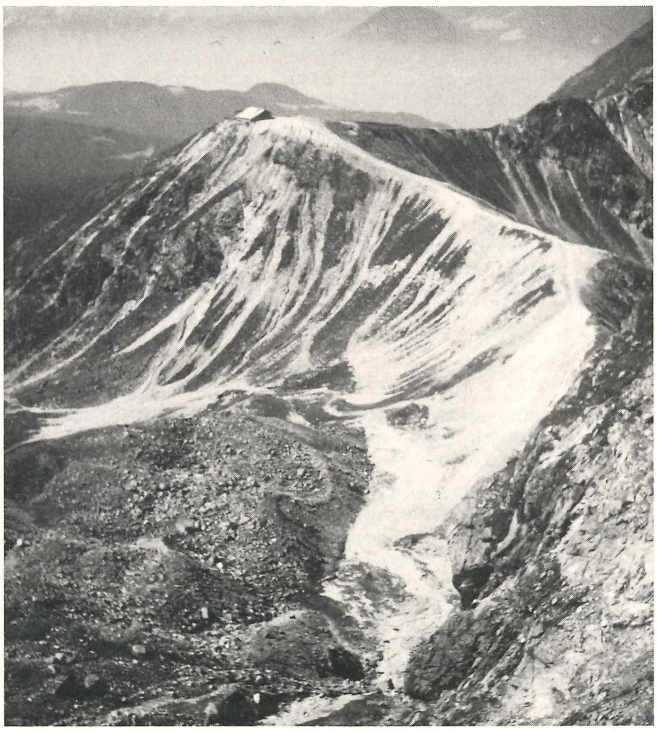


Abb. 3: Planierung eines Grates ohne Begrünungsmaßnahmen: kleinflächige Auslösung für nachfolgende großflächige Abtragungs- und Überschüttungsprozesse.

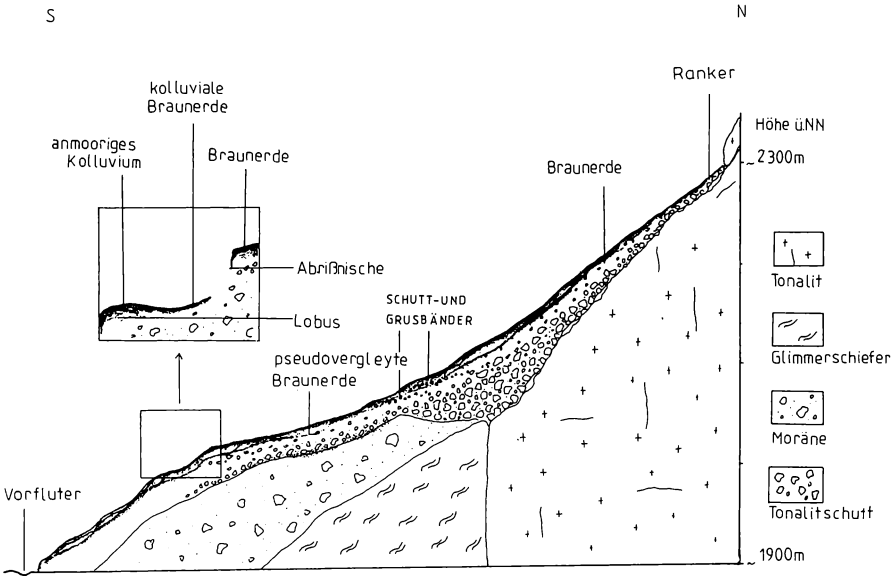


Abb. 4: Übersicht über die Entwicklung der Bodentypen am Südhang und deren enge Anlehnung ans Relief

4. Die Naturlage

- Ergebnisse und deren Diskussion im Hinblick auf natürlich bedingte Labilität -

Ob und inwieweit diese anthropogenen Einwirkungen auf das Gelände für seinen heutigen Zustand verantwortlich gemacht werden können, soll die Darstellung und Bewertung der Naturlage als potentiellem natürlichen Faktor für die Erosionsanfälligkeit des Geländes aufzeigen.

4.1 Der Nordhang

Bei Betrachtung der hier vorliegenden Anbrüche tritt die Ursache für die Abtragungsprozesse bald zu Tage: es handelt sich hier um Translationsrutschungen (BUNZA 1982), wobei der Brixner Quarzphyllit im Untergrund sehr feines und blättchenartiges Verwitterungsmaterial bildet, das sich am Hang einregelt, ihn abdichtet und so einen 'idealen' Gleithorizont für diese Rutschungen darstellt.

4.2 Der untere Südhang

Die Abb. 4 zeigt in einem schematischen Profil einen Überblick über die Bodenverhältnisse, die sich hier am gesamten Südhang entwickelten und schon einige Einblicke liefern in die Hangdynamik.

Während am Oberhang die tiefgründigen Braunerden dominieren, bietet der Unterhang etwa ab Höhe einer schwach ausgebildeten Trogschulter ein wesentlich bunteres Mosaik von Böden, das sich eng an das Relief anlehnt und weitgehend unabhängig vom Untergrund ist.

Ein wesentliches Merkmal dieses Hangbereiches, das Bodenentwicklung und Hangdynamik bestimmte, stellen Schutt- und Grusbänder dar, die als bevorzugte Leitbahnen für schnell abfließendes Hangzugwasser dienen und bei Austritt aus dem Hang zu Vernässungen, und bei Übersättigung zu Rutschungen führten und z. T. noch führen. So entwickelte sich folgende typische Vergesellschaftung von Böden: auf Kuppen und oberhalb von Abrißnischen finden wir noch ungestörte Braunerden, in den Abrißnischen selbst kolluvial überprägte Braunerden und im vorgelagerten vernäßten Rutschmaterial anmoorige Kolluvien. Vereinzelt treten auch pseudovergleyte Braunerden auf, deren Pseudovergleyung auf Verdichtungen im Moränenmaterial zurück-

zuführen ist oder, bei Wegfallen der Moränenüberdeckung weiter im Osten, durch sehr dichte C_v-Horizonte im Glimmerschiefer, wobei diese Stauhorizonte die Rutschanfälligkeit noch verstärken können.

4.3 Der obere Südhang

Die Verbreitung der Bodentypen bietet hier ein wesentlich einfacheres Bild. Im Ifinger Tonalit, einem Granodiorit, der durch seine körnige Struktur große Mengen grusigen Verwitterungsmaterials liefert, bildeten sich die bereits erwähnten, tiefgründigen Braunerden, die nur in der Nähe anstehenden Felses in Ranker übergehen. Die Ursache für die in diesem Hangbereich ansetzenden Anbrüche, mit der Folge des rasch exzessiv ausartenden flächen- und linienhaften Abtrags, liegt weitaus weniger durchsichtig vor.

Von der Physiognomie her gleichen diese Anbrüche den von SCHAUER (1925) beschriebenen Blaiken. Auch bieten die lockeren, tiefgründigen Böden und das *Nardetum*, das mit seinem geringmächtigen homogenen Wurzelhorizont dem Boden gleichsam nur als Teppich aufliegt, die Voraussetzung für die von ihm beobachtete Genese dieser Formen. Im Labor jedoch nicht nachweisbar ist die unterhalb des Wurzelhorizontes sich bildende Ausspülung von Feinmaterial durch dort verstärkt abfließendes Hangzugwasser, wonach grobes Material als regelrechtes 'Kugellager' zurückbleibt und damit einen präformierten Gleithorizont für das Abgleiten der Grasnarbe nach vorausgegangener Rißbildung darstellt.

Statt dessen weist die Darstellung der mittleren Korngrößenverteilung auf einen anderen interessanten Zusammenhang hin (s. Abb. 5): Sie zeigt einen deutlichen Knick im Profil durch ein Dominieren labilitätsfördernder Fraktionen (Fein-, Mittel-, Grobschluff und Feinsand) im A_h-Horizont, die im B_v-Horizont zugunsten stabilitätsfördernder Fraktionen (Fein-, Mittel-Grobkies) stark zurücktreten.

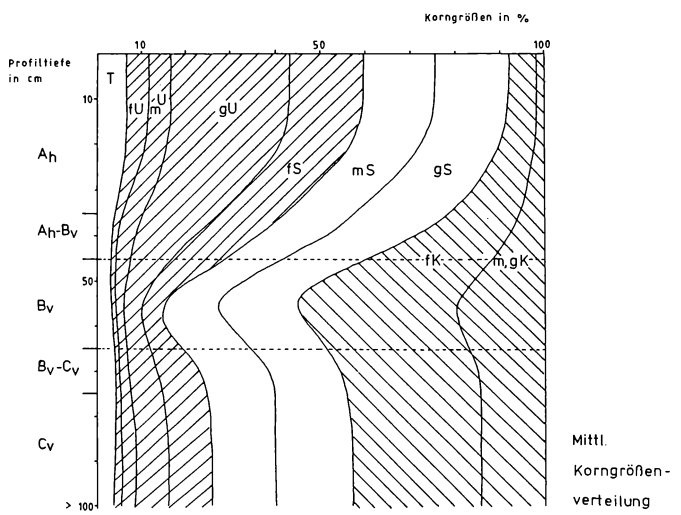


Abb. 5: Profilknick, der durch stark schwankende Korngrößenzusammensetzung vom A_h- zum B_v-Horizont hervorgerufen wird.
Fraktionen:
labilitätsfördernd
stabilitätsfördernd

Die Bedeutung dieses Profilknicks in der Korngrößenverteilung, der als präformierter Gleithorizont und somit als eine mögliche Ursache für ein Abgleiten der Grasnarbe angesehen werden könnte, wird durch die Porengrößenverteilung abgeschwächt (s. Abb. 6). Die Saugspannungskurven weisen einen eher parallelen Verlauf auf. Außerdem zeigen sie deutlich, daß sowohl im A_h-, als auch im B_v-Horizont ein großer Sickerwasserraum von 24.2 bzw. 19.7 % vorhanden ist, wobei der Anteil schnell dränender Poren mit 20.9 bzw. 14.1 % weit überwiegt.

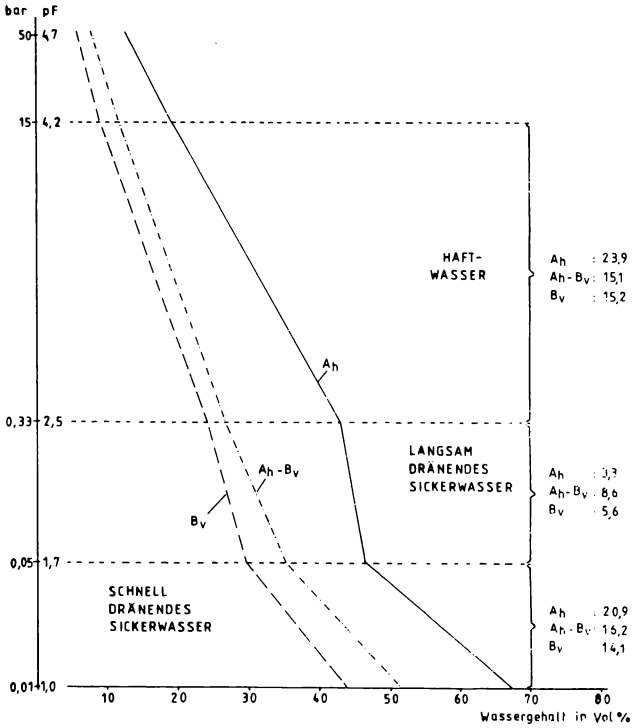


Abb. 6: pF-Kurve einer hier typischen Braunerde mit Angaben über den Haft- und Sickerwasserraum.

Betrachtet man nun noch das hohe Gesamtporenvolumen dieser Böden und die sich daraus ergebende hohe Wasseraufnahmefähigkeit von 360 mm (s. Abb. 7) bei Niederschlagsereignissen, die in diesem Gebiet selten die 100 mm-Grenze erreichen, und berücksichtigt außerdem, daß in vergleichbaren Lagen nach künstlichen Starkniederschlägen bis zu 40.1 und 55.4 % oberflächlich abflossen (KARL et al. 1985), so muß der Schluß gezogen werden, daß diese Böden sich Niederschlagsereignissen gegenüber als hervorragend stabil erweisen.

Offen bleibt die Frage nach den Verhältnissen im Frühjahr unter Schmelzwassereinfluß, die im Rahmen dieser Untersuchungen leider nicht näher erfaßt werden konnten. Die Morphologie liefert jedoch Hinweise auf Solifluktionsprozesse in Form von Wanderblöcken und Fließerdebuckeln - deutlich ausgeprägte Girlandenböden oder Fließerdezungen sind nicht erkennbar - die im Zentrum mächtige M-Horizonte (Kolluvien) von teilweise über 1 m aufweisen und oft an den Stellen höchster Zug- und Dehnungsspannung innerhalb der Wölbung regelrecht aufzuplatzen scheinen.

Die Genese der hier vorliegenden Blaiken muß also im Zusammenhang mit solifluidaler Hangdynamik betrachtet werden, wobei der Bodenfrost einen präformierten Gleithorizont bildet, auf dem es nicht zu einem plötzlichen

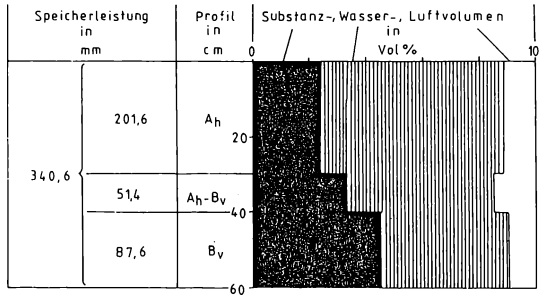


Abb. 7: Substanz-, Wasser-, Luftvolumen und maximale Speicherleistung einer hier typischen Braunerde.

Abrutschen der Grasnarbe kommt, sondern zu einem durch Bodenfließen langsamen Aufbrechen der Grasnarbe und schnellen Erweitern der Vegetationswunde.

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Zusammenfassend können folgende Faktoren natürlicher Labilität des Geländes festgehalten werden:

I. am Nordhang: ein dichter C_v-Horizont im Brixner Quarzphyllit, der einen präformierten Gleithorizont für Translationsrutschungen bildet,

II. am unteren Südhang: im Boden eingelagerte Schutt- und Grusbänder, die durch dort verstärkt abfließendes Hangzugwasser bei Ausstreichen aus dem Hang zu Vernässung und Rutschungen führen können,

III. am oberen Südhang: Solifluktionserscheinungen, aus denen sich blaikenähnliche Abrisse bilden,

IV. ein generell sehr lockeres Boden- und Verwitterungsmaterial, in dem bei Verletzung der Grasnarbe die Erosion sehr schnell fortschreiten kann,

V. eine Vegetation (*Aveno-Nardetum*), deren Wurzelfilz zwar dicht und trittfest, aber homogen und nur flachgründig ist und der somit das Bodenfließen unterhalb der Grasnarbe begünstigt.

Entscheidend bei Betrachtung dieser Faktoren ist, daß es sich hierbei um Phänomene handelt, die nicht erst seit 20 Jahren, dem Beginn der progressiven Erosionen, auftreten. Dieser natürlichen Labilität muß demnach ein ebenso großes natürliches Regenerationspotential gegenüberstehen. Dies beweisen eindeutig die Unterhangbereiche, deren Morphologie von fossilen Rutschungen geprägt ist, und die heute überwiegend grün sind, d. h. sich auf natürliche Weise wiederbegrünten. Auch der Oberhang weist bei genauer Betrachtung kleiner Vegetationswunden diese Fähigkeit auf, denn diese Wunden werden von Pflanzen, die sonst durch das Borstgras unterdrückt werden (z. B. *Potentilla aurea* und *P. erecta*, *Geum montanum*, *Hieracium auricola*, *Alchemilla vulgaris*), sofort als ökologische Nische genutzt und dadurch versiegelt und vor Oberflächenabfluß geschützt.

Bei dieser Fähigkeit zur Wiederbegrünung konnte das Gelände auch jahrzehntelang einer maßvollen Beweidung standhalten, ohne daß das System 'umkippte'. Erst durch die plötzliche Überbelastung des Geländes durch zusätzliche künstliche Anrisse (durch Granatwürfe, Planierungen, Wegebau) und weitere Belastung der Anrißkanten durch zunehmenden Viehtritt, Pistenfahrzeuge und Fußwanderer, d. h. durch das Zusammenwirken aller anthropogener Faktoren, wurde das Fließgleichgewicht zwischen natürlicher Abtragung und Regeneration so gestört, daß es zu diesem exponentiellen Anstieg der Abtragungsprozesse kommen konnte.

6. Ausblick

Basierend auf dem ökologischen Gutachten über die Ursachen der Erosionen in Meran 2000 (Cernusca, unpubl.), das bereits Vorschläge für Sanierungsmaßnahmen enthielt, wurde in Zusammenarbeit von Alminteressentschaft, Liftgesellschaft und dem Sonderbetrieb für Bodenschutz, Wildbach- und Lawinenverbauung (Autonome Prov. Bozen) ein Maßnahmenprogramm entwickelt, das im Herbst 1985 begonnen wurde.

Die Sanierungsmaßnahmen bestehen aus der Errichtung eines Weidezaunes, der den gesamten oberen stark geschädigten und gefährdeten Südhangbereich vor weiterer Beweidung schützt, einer generellen drastischen Reduzierung des Viehbestandes, umfangreichen Begrünungen, wo es Hangneigung und das Vorhandensein von Feinmaterial noch erlauben, sowie aus Auflagen an die Liftgesellschaft, keine Planierungen mehr durchzuführen und Pistenfahrzeuge nur noch bei Schneehöhen über 30 cm einzusetzen (FLORINETH unpubl.).

Nur unter Einhaltung der Auflagen und langjähriger Pflege der durchgeführten Maßnahmen ist Meran 2000 in seiner Funktion als Erholungsgebiet und Weideland zu erhalten.

Literatur

BUNZA G., 1982: Systematik alpiner Massenbewegungen. In: (BUNZA G., KARL J., MANGELSDORF J., SIMMERSBACH P.): Geologisch-Morphologische Grundlagen der Wildbachkunde. 2. Aufl. Schriftenr. Bayr. LA Wasserwirtschaft 17: 1 - 84.

KARL J., PORZELT M., BUNZA G., 1985: Oberflächenabfluß und Bodenerosion bei künstlichen Starkniederschlägen. DVWK-Schriftenr. 71.

SCHAUER T., 1975: Die Blaikenbildung in den Alpen. Schriftenr. Bayr. LA Wasserwirtschaft 1.

Adresse:

Raphaele Löhmannsröben
Boissereestr. 4

D-5000 Köln 1

Prof. Dr. Alexander Cernusca
Abteilung Ökologie
Institut für Botanik
Sternwartestr. 15

A-6020 Innsbruck

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Landesweite Waldschadensuntersuchungen mit Hilfe von Bioindikatoren in Alpenländern

Klaus Stefan

S y n o p s i s

In 1983 - within the problem of forest decline - measures were initiated on the national level in Austria and Switzerland for passive monitoring of air pollution in order to be able to document the present situation and the progress of air pollution damage by means of annually repeated investigations (in Austria). The nutritional status of coniferous trees is demonstrated by means of chemical needle analyses; the present paper is dealing with the results of the initial phase of these investigations.

Air pollution, conifers, chemical needle analyses, monitoring.

1. Einführung

Die in den vergangenen Jahren vermehrt aufgetretenen Waldschäden haben unter anderem auch aufgezeigt, daß man für bis dahin hinsichtlich Immissionsschäden problemlose Gebiete eigentlich keine Unterlagen über den Immissionspegel und kein Vergleichsmaterial für unter Umständen bereits eingetretene Veränderungen besaß, wenn man von den Daten einiger 'Background'meßstationen absah. Für einzelne Stellen, wo Versuchsflächen für andere Zwecke eingerichtet worden waren, kannte man zwar den Zustand der Pflanzen bzw. des Bodens relativ gut, aber für regionale Aussagen reichten diese Unterlagen nicht aus. Auf Grund der topographischen Verhältnisse gilt dies in der Schweiz und in Österreich in ganz besonderem Maß, wo deswegen auch 'flächendeckende' Luftmeßnetze - neben finanziellen Engpässen - kaum realisierbar sind. Unter dem Eindruck der Waldschadensmeldungen benötigte man aber landesweit Unterlagen, um Aussagen über Immissionseinwirkungen beziehungsweise den Waldzustand treffen und Gegenmaßnahmen einleiten zu können. Sowohl in der Schweiz als auch in Österreich wurden deshalb 1983 landesweite Untersuchungen mit Hilfe von Bioindikatoren, auf der Basis von Akkumulationsindikatoren, begonnen. Die bayerischen Ergebnisse werden im Beitrag von RUDOLPH (1987) behandelt.

2. Methode

2.1 Schweiz

In der Schweiz wurden gleichzeitig mit einer Umfrage über den Waldschadenszustand zur Abschätzung des Immissionseinflusses auf den Schweizer Wald im ganzen Land auch Nadelproben gewonnen und die Schadstoffbelastung von Fichtennadeln untersucht (BUCHER 1984; BUCHER et al. 1984; KAUFMANN et al. 1984; LANDOLT et al. 1984).

Auf 840 Standorten wurden jeweils 2 Bäume beerntet. Die 840 Standorte wurden auf der Basis eines Rasternetzes mit der Maschenweite von 8 km gewählt; in Ballungsgebieten wurde das Netz auf 4 x 4 km verdichtet. Die Nadelprobenahme erfolgte 1983 in der zweiten Oktoberhälfte, wobei herrschende Fichten für die Probenahme herangezogen wurden und die Nadel- bzw. Astproben im obersten Kronendrittel gewonnen wurden. Im Gegensatz zu Österreich wurden in der Schweiz nur die Nadeln des Jahres 1982, also 1 1/2jährige Nadeln analysiert. In diesen 1680 Proben wurden die akkumulierbaren Immissionsschadstoffe Schwefel, Fluor und Chlor bestimmt. Zur Interpretation der Daten wurde ein epidemiologischer Ansatz gewählt und mittels der geographischen Verteilung der Waldschäden und der Schadstoffbelastung der Fichtennadeln nach plausiblen sich deckenden Mustern gesucht.

Die Nadelanalysen der Fichten von 840 Standorten der Schweiz erbrachten für die Elemente Schwefel, Chlor und Fluor nur einige wenige erhöhte Werte, welche auf Immissionen als ausschließliche Ursache der Schäden schließen ließen. Aus dem Vergleich der Waldschadenskarten und den aus den Nadelanalysen abgeleiteten Schadstoffbelastungskarten ging hervor, daß Standorte mit erhöhten Schwefel-, Chlor- und Fluorgehalten der Nadeln in Regionen

mit größeren Waldschadensanteilen liegen. Nach diesen Ergebnissen konnte ein Einfluß der Luftverunreinigungen auf die Waldschäden in der Schweiz nicht ausgeschlossen werden; vor allem auch deshalb, weil in diesen Hauptimmissionsarealen mit synergistischen Wirkungen zu rechnen war.

Ebenso wie Forscher in anderen Ländern sind auch die Schweizer Kollegen der Ansicht, daß die aufgetretenen Waldschäden nicht nur auf einzelnen Luftverschmutzungskomponenten oder anderen Einzelursachen beruhen, sondern als Folge verschiedenster mit- oder nacheinander wirkender Faktoren anzusehen sind. Unter diese wird eine mangelnde Nährstoffversorgung gerechnet. Neben den Immissionsleitkomponenten Schwefel, Chlor und Fluor wurde daher in den Schweizer Proben der Gehalt an Calcium, Kalium, Magnesium, Mangan, Eisen und Zink untersucht. Ebenso wie bei den Schadstoffgehalten wurde auch bei der Auswertung der Nährstoffgehalte vor allem auf die räumlichen Verteilungsmuster besondere Rücksicht genommen.

2.2 Österreich

In Österreich waren vor Inangriffnahme der Bearbeitung des Bioindikatornetzes rund 7 % des Bundesgebietes vom Beginn der Sechzigerjahre bis Ende 1982 mit Hilfe von Pflanzenanalysen (Bioindikatoruntersuchungen auf der Basis von Akkumulationsindikatoren) bei 'klassischen' Rauchschadensfällen bearbeitet worden. Neben der Pflanzenanalyse wurden dafür in vielen Fällen Luftanalysen und zuwachskundliche Erhebungen sowie in einigen Gebieten auch Fernerkundungen durchgeführt.

Auf Grund großflächig auftretender Schäden und vor allem unter Berücksichtigung der Meldungen über die Entwicklung von Waldschäden in Nachbarländern, die mit Immissionen in Zusammenhang gebracht wurden, wurde die Forstliche Bundesversuchsanstalt vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft zu Beginn des Jahres 1983 beauftragt, in Zusammenarbeit mit den Landesforstbehörden der österreichischen Bundesländer ein flächendeckendes Probebaumnetz, das Bioindikatornetz, einzurichten und zu bearbeiten, um an Hand von Nadelanalysendaten analog zur Vorgangsweise bei 'klassischen' Rauchschäden "die Ausgangssituation und den Trend von Immissionseinwirkungen durch jährliche Erhebungen dokumentieren zu können."Analog zur Vorgangsweise bei 'klassischen' Rauchschäden" bedeutet, daß die Auswahl der Probebäume und die Probengewinnung nach den Vorschriften der 2. Verordnung (VO) gegen forstschädliche Luftverunreinigungen (Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 89. Stück/1984) erfolgt: Vorherrschende oder herrschende Bäume, bei Koniferen Probenahme in der oberen Krone am 6./7. Quirl im Herbst.

Neben der Bestimmung der Schwefelgehalte in den beiden jüngsten Nadeljahrgängen aller Probebäume, werden die Fluorgehalte in Proben aus der Umgebung bekannter Fluoremittenten (u. a. Lend, Ranshofen, Linz, Leoben/Donawitz) bestimmt. Im jüngsten Nadeljahrgang, der im Entnahmejahr gebildet wurde, werden ferner die Hauptnährstoffe - Stickstoff, Phosphor, Calcium, Kalium und Magnesium - analysiert, um etwaige Störungen des Nährstoffhaushaltes in Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen bzw. dem Auftreten von Schadsymptomen erfassen zu können. Nach Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland und analogen Resultaten aus österreichischen akuten Schadgebieten schienen nämlich einige der aufgetretenen Schadsymptome durch Störungen des Nährstoffhaushaltes verursacht, wofür unter anderem z. B. Trockenheit, aber auch eine leichtere Auswaschbarkeit von Nährelementen nach vorangegangenen mehr oder minder starken Immissionseinwirkungen verschiedenster Schadstoffe bzw. deren kombinierte Einwirkung angenommen wurde.

Um einen Vergleich mit den Erhebungen Bayerns, wo seit 1977 ein flächendeckendes Bioindikatornetz mit Gitterabständen von 16 x 16 km besteht, zu ermöglichen, wurde bei der Einrichtung des Bioindikatornetzes in Österreich zuerst ein systematisches Stichprobenetz in der gleichen Form als Grundnetz fixiert. Dieses wurde dann in Ballungsgebieten und zur Erfassung der Immissionsverhältnisse unter bestimmten topographischen Situationen noch verdichtet. In relativ ebenem Gelände geschah dies durch eine Verdichtung auf 8 x 8 km bzw. 8 x 16 km, wenn es von Interesse schien, die Schadstoffverfrachtung über größere Entfernungen zu kontrollieren. In Gebirgslagen wurde die Verdichtung dagegen dem Talverlauf angepaßt und in einigen Gebieten noch durch die Festlegung von Höhenprofilen ergänzt, um unterschiedliche Belastungen und Veränderungen in Abhängigkeit von der Höhe ü.d.M. erfassen zu können.

Bis auf einige Punkte im sommerwarmen Osten Österreichs, wo die Baumarten Wald- und Schwarzkiefer Verwendung finden, basieren die Untersuchungen im österreichischen Bioindikatornetz auf der Fichte. Im Jahre 1983 wurden rund 1100 Probepunkte, wovon 317 auf das Grundnetz mit 16 x 16 km entfielen, bearbeitet. Mit Ausnahme der Verdichtungspunkte in der Steiermark wurden je Probepunkt von zwei Bäumen Astproben entnommen. Dies entspricht den österreichischen Vorschriften bei der Untersuchung von Immissionsschäden wo vor allem für den Randbereich von Immissionsgebieten, wo eine Entscheidung darüber, ob Immissionseinwirkungen vorliegen sehr schwierig ist, auch die Untersuchung von zwei

Bäumen vorgesehen ist. 1984 wurde das Netz in einigen Bundesländern unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Untersuchung von 1983 verdichtet und wurden von rund 2800 Probebäumen auf mehr als 1700 Probepunkten Nadelproben entnommen.

3. Ergebnisse

3.1 Schweiz

Nach den Ergebnissen der Schweizer Untersuchungen wiesen die Mangangehalte einen starken Bezug zum Säuregrad des Bodens auf. Je tiefer der pH-Wert lag, desto höher stieg der Mangangehalt der Nadeln, Die niedrigsten Werte wurden deshalb auf den basischen Kalkböden des Jura und der Voralpen gefunden, während auf den leicht sauren Böden des Mittellandes oder auf dem Urgestein der Alpen die höchsten Werte vorkamen. Nach den Ergebnissen der Schweizer Untersuchungen von 1983 ist der Kaliumgehalt negativ mit dem Mangangehalt korreliert. Aus den räumlichen Verteilungsmustern dieser beiden Elemente ergibt sich aber kein Hinweis, daß sie am Zustandekommen der Waldschäden beteiligt sind. Im Gegensatz dazu zeigte die räumliche Verteilung des Eisens ein Muster, das dem vom Schwefel, Chlor und Fluor gleicht.

Aus den Verteilungsmustern der Elemente Calcium und Magnesium ließ sich keine ursächliche Beteiligung dieser Elemente am Zustandekommen der Waldschäden ableiten. Im Verteilungsmuster von Calcium manifestierten sich zum Teil wiederum die Bodeneigenschaften und die vermutlich standortsbedingt allgemein günstig gelegene Nährstoffversorgung der Schweizer Fichten mit diesem Element. Während Nadelanalysen in geschädigten Waldgebieten Deutschlands für erkrankte Bäume häufig einen Calcium- und Magnesiummangel ergaben, war dies nach den vorliegenden Auswertungen in der Schweiz nicht der Fall (LANDOLT et al. 1984). Denn einerseits waren in der Schweiz gesunde und erkrankte Bäume nadelanalytisch hinsichtlich Calcium- und Magnesiumgehalten nicht auseinanderzuhalten, und andererseits war die Calcium- und Magnesiumversorgung - bei Verwendung von 0.25 % Ca und 0.03 % Mg in den Nadeln als Grenzwerte für Mangel - in der Schweiz allgemein ausreichend. In diesem Zusammenhang erhebt sich aber die Frage, ob man mit einer Untersuchung des jüngsten Nadeljahrganges das gleiche Ergebnis erhalten hätte. Im Jahre 1984 wurde in der Schweiz zwar eine Waldzustandserfassung im Staatswald vorgenommen, die Nadeluntersuchungen wurden aber nicht wiederholt.

3.2 Österreich

Nach den Ergebnissen der Entnahme 1983 wiesen 33 Punkte des Grundnetzes eine Überschreitung der in der erwähnten 2. VO enthaltenen Schwefelgrenzwerte auf. 1984 war dies nur noch an 16 Punkten des systematischen Grundnetzes festzustellen. Die Grenzwerte, die in der 2. VO hinsichtlich Schwefel festgelegt sind, sehen einen maximalen Schwefelgehalt von 0.11 % S im Nadeljahrgang 1 und von 0.14 % S im Nadeljahrgang 2 vor.

Nach den Ergebnissen des 1983er-Gesamtmaterials, also von 1100 Probepunkten, ergaben sich Schwefelimmissionseinwirkungen außer in den bekannten Immissionsgebieten vor allem im nördlichen Waldviertel, im Weinviertel und im nördlichen Burgenland. Dieses Ergebnis deutete sich schon bei einer stichprobenartigen Schneeprobenuntersuchung im Jänner und Februar 1983 an, wobei liegender Schnee untersucht wurde. 1984 lagen die Schwerpunkte der SO_2-Immissionseinwirkung - bei identen Probepunkten wie 1983 - in den gleichen Gebieten. Gegenüber 1983 war an diesen Probepunkten im Jahre 1984 jedoch ein Rückgang der Schwefelgehalte und eine niederere Gesamtklassifikation, für welche die Schwefelwerte beider Nadeljahrgänge verwendet wurden, festzustellen: Während 1983 19 % der Probepunkte Überschreitungen der Grenzwerte für Schwefel aufwiesen, lag dieser Anteil 1984 nur noch bei rund 8 %. Die Zahl der Punkte, mit Schwefelgehalten unter 0.081 % S im Nadeljahrgang 1 und unter 0.101 % im Nadeljahrgang 2 stieg 1984 gegenüber 1983 auf das Doppelte. Eine Auswertung nach Höhenstufen ergab, daß der Schwefelgehalt über 800 m mit zunehmender Höhe ü.d.M. in beiden Nadeljahrgängen zurückging. Auf Grund der Schwefelbestimmungen in den Nadeln ergaben sich keine Hinweise, daß die festgestellten Grenzwertüberschreitungen durch unidentifizierbare Emittenten verursacht wurden.

Die Fluoruntersuchungen in den Proben aus der Umgebung der Aluminiumwerke Ranshofen bzw. Lend, der Stahlwerke in Linz, Leoben/Donawitz und Bruck

sowie für die Umgebung kleinerer Fluoremittenten ergaben gegenüber vorhergegangenen Untersuchungen für die Umgebung der Aluminiumwerke keine Ausdehnung der Immissionsareale. Für den Raum Linz und für den Raum Leoben-Bruck sind nach den Nadelanalysendaten Einwirkungen von SO_2 und Fluorverbindungen vorhanden und synergistische Effekte anzunehmen.

Die Nährelementuntersuchungen in den Proben von 1983 ergaben, daß die Mehrzahl der Untersuchungspunkte vor allem stickstoff- und magnesiumunterversorgt war. Beim Grundnetz wiesen 83 % eine nicht ausreichende bzw. mangelhafte Stickstoffversorgung auf; eine nicht ausreichende Magnesiumversorgung wiesen 53 % der Grundnetzpunkte auf. Für die Beurteilung der Nadelnährstoffgehalte fand Tab. 1 Verwendung. Bei einer regionalen Auswertung war sowohl im Süden von Oberösterreich als auch im Süden von Niederösterreich und in Oberkärnten gehäuft eine mangelhafte Stickstoffversorgung im Jahre 1983 festzustellen. Die Gefahr, daß durch erhöhte Stickstoffeinträge aus Niederschlägen eine negative Beeinflussung eintritt, dürfte für diese Gebiete eher gering sein. Diese negative Beeinflussung anderer Nährelemente ist dagegen für Landesteile in der Umgebung von industriellen Ballungsgebieten, z. B. für den oberösterreichischen Zentralraum, wo großräumig höhere N-Werte gefunden wurden, anzunehmen.

Tab. 1: Bewertung der Nährstoffversorgung im Nadeljahrgang 1

Nährstoff-versorgung	% N	% P	% K	% Ca	% Mg
ausreichend	> 1.50	> 0.13	> 0.42	> 0.36	> 0.11
unzureichend	1.31-1.50	0.12-0.13	0.34-0.42	0.11-0.36	0.08-0.11
mangelhaft	$\leq$ 1.30	$\leq$ 0.11	$\leq$ 0.33	$\leq$ 0.10	$\leq$ 0.07

Beim Magnesium ergaben die Untersuchungen für 1983 in Abhängigkeit vom Bodenangebot großräumig vor allem in Niederösterreich eine unzureichende Versorgung, während ein Magnesiummangel bei den Proben des Bioindikatornetzes regional bzw. großräumig nicht festzustellen war.

4. Ausblick

Im Hinblick auf die besondere Witterungssituation von 1983 sind für eine künftige Beurteilung die Ergebnisse weiterer Jahre abzuwarten. Durch die Untersuchungen der Nährstoffgehalte in den kommenden Jahren sollen etwaige negative Veränderungen im Nährstoffhaushalt im Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen nicht akkumulierbarer Schadstoffe, z. B. Ozon und Photooxidantien, zumindest zum Teil erfaßt werden. Dabei wird besonderes Augenmerk auf die Magnesiumversorgung, die u. a. durch die zuletzt genannten Schadstoffe beeinflußt werden kann, zu legen sein, da Schadsymptome in der Bundesrepublik Deutschland und in Österreich durch Magnesiummangel verursacht wurden. Bei der Auswertung von Ergebnissen von Versuchsflächen, die über ganz Österreich verteilt sind und vor 25 Jahren angelegt wurden, zeigte sich, daß der Magnesiumgehalt der Nadeln auf einigen Versuchsflächen seit mehr als 10 Jahren einen abnehmenden Trend aufweist, und zwar besonders da, wo sie vom Boden her ungünstig magnesiumversorgt sind.

Ergänzt wird das Bioindikatornetz durch die Waldzustandsinventur, die 1984 nach bundeseinheitlichen Richtlinien in einem 4 x 4 km Netz begonnen wurde. Hauptziel der für mehrere Jahre geplanten Waldzustandsinventur ist die zuverlässige Erfassung von Zustandsveränderungen der Baumkronen durch jährliche Taxation identer Probebäume, die auf den systematisch verteilten Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt worden sind. Mit dieser Erhebung, die jeweils im August vorgenommen wird, sind folgende Hauptfragen zu beantworten:

- Ist eine Zunahme der Waldschädigungen und Waldkrankheiten gebietsweise und/oder überregional zu verzeichnen?
- Bleibt die Situation unverändert?
- Ist ein Gesundungsprozeß kranker bzw. erkrankter Bäume und Wälder generell und/oder regional zu registrieren?

Vom Ergebnis dieser Trenduntersuchung wird es dann abhängen, in welchem Umfang weitere Maßnahmen zur Erhaltung des Waldes notwendig sind. Neben der Kronenzustandsbeschreibung erfolgt bei dieser Erhebung auch noch eine Standorts- und Bestandesbeschreibung. Diesbezüglich verläßliche Daten werden als wesentliches Basismaterial für eine Differentialdiagnose benötigt. Aus dem Vergleich der Ergebnisse des Bioindikatornetzes, der Waldzustandsinventur und den standortskundlichen Untersuchungen, soll dann durch Differentialdiagnosen geklärt werden, welche Waldschäden immissionsbedingt sind bzw. welche Schadensschwerpunkte und Schadensgebiete einer Bearbeitung durch Forstschutzspezialisten bedürfen. Mit Ausnahme der bekannten Rauchschadens- bzw. Belastungsgebiete ergab ein versuchsweiser Vergleich von Ergebnissen der Waldzustandsinventur und des Bioindikatornetzes keine einheitliche Tendenz. Erklärungen, die für ein Gebiet Gültigkeit haben, sind nicht ohne weiteres auf ein anderes übertragbar, wo auf Grund anderer Standortsverhältnisse andere Wirkungsmechanismen zum Tragen kommen. Die Beurteilung der Daten einer einmaligen Erhebung, eines einzelnen Jahres, kann ohne ausreichendes Vergleichsdatenmaterial zu erheblichen Fehlschlüssen führen, wenn man damit kurzfristig die Bestätigung der einen oder anderen, mehr- oder minder wahrscheinlichen Hypothese versuchen würde.

Die Ergebnisse des Bioindikatornetzes sollen - vor allem, wenn die Ergebnisse von mehreren Jahren vorliegen - einen Überblick über die SO_2- bzw. Fluorbelastung der österreichischen Wälder und eine Beurteilung der Entwicklung ermöglichen. Durch die Erhebungen über den Ernährungszustand soll festgestellt werden, ob die negativen Veränderung im Nährstoffhaushalt der Bäume im ursächlichen Zusammenhang mit Immissionswirkungen von nicht akkumulierbaren Schadstoffen, wie z. B. Ozon und Photooxidantien, stehen. Genauere Angaben werden diesbezüglich erst gemacht werden können, wenn parallel dazu, so wie es jetzt begonnen wurde, Messungen der zuletzt genannten Schadstoffe gleichzeitig mit SO_2-Messungen an 'Schwerpunkten' vorgenommen werden.

Literatur

BÜCHER J., 1984: Waldsterben - was verstehen wir darunter, wie ist die Situation in der Schweiz? Schweiz. Z. Forstwes. 135: 905 - 914.

BUCHER J., KAUFMANN E., LANDOLT W., 1984: Waldschäden in der Schweiz - 1983. Interpretation der Sanasilva-Umfrage und der Fichtennadelanalysen aus der Sicht des forstlichen Immissionsschutzes. Schweiz. Z. Forstwes. 135: 271 - 287.

KAUFMANN E., BUCHER J., LANDOLT W., JUD B., HOFFMANN C., 1984: Waldschäden in der Schweiz - 1983. Auswertungen zu den Hauptbaumarten Fichte, Tanne und Buche. Schweiz. Z. Forstwes. 135: 817 - 831.

LANDOLT W., BUCHER J., KAUFMANN E., 1984: Waldschäden in der Schweiz - 1983. Interpretation der Sanasilva-Umfrage und der Fichtennadelanalysen aus der Sicht der forstlichen Ernährungslehre. Schweiz. Z. Forstwes. 135: 637 - 653.

RUDOLPH E., 1987: Wirkungskontrolle von schwefel- und fluorhaltigen Luftverunreinigungen in Bayern. Verh. Ges. Ökol. 15: 267 - 270.

Adresse:

Dipl.-Ing. Klaus Stefan
Forstl. Bundesversuchsanstalt

Schönbrunn - Tirolergarten

A-1131 Wien

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Zum physiologischen Verhalten von Fichten in Inversionszonen

Hartwig Pfeifhofer, Helmut Tschulik, Dieter Grill

S y n o p s i s

We investigated the sulfur content (total sulfur) of spruce needles in dependence on the elevation of spruce growing sites. Specimens were harvested from Norway spruce growing between 400 (valley) and 1700 m (tree line) above sea level. The results were compared with sulfhydril data obtained from previous work in the same sampling sites. The sulfur content of spruce growing in the valley was slightly increased showing the influence of SO_2-emissions from a small town and traffic exhausts. At 1050 m the highest sulfur content was found. With further increase of elevation the sulfur content decreased. It peaked again at 1500 m above sea level. There are no emitting sources in the vicinity of the spruces at 1000 and 1500 m. Therefore we conclude that emissions are transported over greater distances in zones of temperature inversion causing an increased sulfur content of trees which grow at the mountain slopes in the level of the inversion zones. Earlier investigations suggest also the appearence of photooxidants in these zones.

Inversion zones, Norway spruce, pollutants, sulphur content.

1. Einführung

Inversionen sind in inneralpinen Becken und Tälern bei austauscharmen Wetterlagen häufig. Sie können häufig wegen Nebelbildungen oder Dunstschichtungen leicht visuell festgestellt werden, in der überwiegenden Zahl der Fälle sind sie aber nur mit Meßgeräten zu erfassen. WAKONIGG (1978) und LAZAR (1980) berichten von mehreren übereinanderliegenden Inversionszonen in alpinen Gebieten, die recht beständig sein können. In diesen Inversionsschichten besteht die Möglichkeit, daß sich Schadgase anreichern, wobei sie dort miteinander reagieren und durch die Sonneneinstrahlung umgesetzt werden können (BRUCKMANN 1983).

Bereits 1973 stellten GRILL u. HÄRTEL mit Hilfe des Trübungstestes, eines Schnellverfahrens zur Feststellung der Immissionsbelastung an Koniferen, fest, daß Fichten ein auffälliges Verhalten in ca. 1000 m ü.d.M. bzw. 400 m relativer Höhe zeigen. Diese Autoren führten die besonders hohen Werte beim Trübungstest, deutliche Gelbverfärbungen sowie schlechtes Aussehen der Bäume auf das Vorkommen von Schadstoffen zurück. Der Trübungstest beruht darauf, daß Nadeln bei Auskochen in Wasser eine Trübung ergeben, deren Stärke je nach Immissionsbelastung verschieden hoch ist (HÄRTEL 1972). Das Prinzip des Trübungstestes wurde von FUCHSHOFER u. HÄRTEL (1984, mdl.) geklärt, die chemische Zusammensetzung der Trübung ist noch nicht veröffentlicht. Nun, wo das Waldsterben immer bedrohlichere Formen angenommen hat, wurden auch diese Erkenntnisse wieder aktuell.

In der Bioindikatornetzkarte der Steiermark (SCHNOPFHAGEN 1985, unpubl.) sind Bergregionen ausgewiesen, wo Fichten in bisher als Reinluftgebiet geltenden Gegenden einen erhöhten Schwefelgehalt aufweisen. Da bei dieser Bioindikatornetzkarte der Probebaumabstand relativ groß ist (ca. 16 km im Quadrat) können detaillierte Aussagen nicht getroffen werden. Wir haben uns zur Aufgabe gemacht, an Hand eines Profiles von rund 400 m ü.d.M. im Tal (Deutschlandsberg, Weststeiermark) bis auf über 1700 m ü.d.M. am Berg (Weinebene) die möglichen Konsequenzen von Inversionszonen festzustellen. Fürs erste wollen wir uns nur darauf beschränken, den Schwefelgehalt der Bäume zu untersuchen und gleichzeitig mit dem SH-Gehalt der Bäume, der nach GRILL u. ESTERBAUER (1973) bzw. GRILL et al. (1982) bei SO_2-Einfluß erhöht ist, in Beziehung zu setzen.

2. Material und Methode

Von mindestens 50jährigen Fichten wurden Zweigproben im Herbst entnommen. Dazu wurde entweder eine Stangenschere verwendet oder es kam stichprobenweise (aus Kostengründen) ein Zapfenpflücker zum Einsatz, der uns das Material aus der oberen Krone (5. - 7. Wirtel) entnahm. Die Entnahme aus der Kronenspitze erfolgt nach der 2. Durchführungsbestimmung 1984 zum Forstgesetz 1975. Die Zweige wurden möglichst schnell ins Institut gebracht, bei 80 °C getrocknet und anschließend fein gemahlen. Dieses Pulver wurde auf Gesamtschwefel nach der Methode von RABER et al. (1976) untersucht. Der Aufschluß erfolgte im Schönigerkolben, die Bestimmung des Schwefels kolorimetrisch mit Bariumchloranilat. Ein Schwefelgehalt von mehr als 0.11 % i. d. Trockensubstanz im 1. Jg. bzw. 0.14 % im 2. Jg. und 0.17 % im 3. Jg. weist auf das Vorkommen von schwefelhaltigen Abgasen (2. Durchführungsbestimmung 1984 zum Forstgesetz 1975). Für unsere Problemstellung war die Untersuchung des 1. Jg. ausreichend. Bei Schwefelgehalten im Grenzbereich von 0.09 % bis 0.12 % im 1. Jg. ist ein Abgaseinfluß nicht unbedingt auszuschließen (SCHNOPFHAGEN 1985, unpubl.). Fichtennadeln mit Schwefelgehalten im 1. Jg. von 0.08 % und darunter können als SO_2-unbeeinflußt gelten.

3. Ergebnisse und Diskussion

Da es unmittelbar im Tal bei 460 m ü.d.M. keine geeigneten Fichten gab, wurden die ersten Proben in einer Höhe von ca. 630 m gesammelt. Diese Proben zeigen mit 0.12 % einen erhöhten Schwefelwert (Abb. 1), welcher sicher auf eine SO_2-Belastung zurückzuführen ist, wenn auch Deutschlandsberg nicht als Industrieort einzustufen ist. Es sind dort aber mehrere Gewerbebetriebe beheimatet; außerdem kommt es zu Emissionen durch Hausbrand und Verkehr (Einwohnerzahl: 7600). Bei einer Höhe von 1050 m nimmt der S-Gehalt in den Nadeln stark zu, er beträgt hier im Mittel 0.15 %. Diese Erhöhung des Schwefelgehalts in den Nadeln ist durch keine Emissionsquelle begründbar. Es existiert zwar eine kleine Ansiedlung auf diesem Bergrücken, doch die Probebäume stehen weit entfernt vom unmittelbaren Hausbrandeinfluß. Mit zunehmender Höhenlage nehmen die Schwefelwerte in den Nadeln wieder deutlich ab und erreichen bei rund 1300 m ein Minimum mit rund 0.08 % im Mittel. Ein weiteres Maximum im Schwefelgehalt der Nadeln findet man wieder bei 1500 m mit mehr als 0.11 % S. Bei 1700 m ü.d.M. besitzen Fichten im Durchschnitt die geringsten Schwefelgehalte von rund 0.07 %. Es gibt in diesem Profil also zwei Höhenlagen, in denen die Fichten unbegründet erhöhte Schwefelgehalte aufweisen, nämlich bei rund 1000 m und 1500 m (Abb. 1). Das negative Aussehen der Bäume mit zunehmender Kronenverlichtung sowie z. T. gut erkennbaren gelblichen Nadelverfärbungen könnte damit in Zusammenhang stehen.

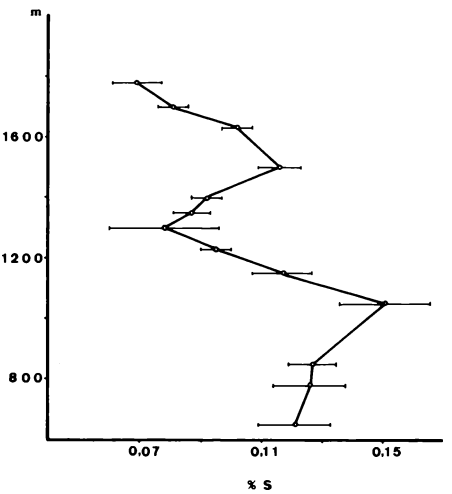


Abb. 1: Schwefelgehalt von Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Höhe ü.d.M.

Wie GRILL u. ESTERBAUER (1973) hervorhoben, bringt SO_2-Einfluß auch einen erhöhten SH-Gehalt in den Fichtennadeln mit sich; dieser Befund sollte hier überprüft werden. Wie bereits HELLIG (1982) und KÖLLY (1984) verweisen, steigt der SH-Gehalt mit der Höhe ü.d.M. auch ohne SO_2-Einfluß an (Abb. 2). Dies ist nicht etwa in einem unterschiedlichen Trockengewicht begründet, sondern im physiologischen Verhalten der Bäume. Von Talnähe bis in ca. 1000 m Höhe steigt der SH-Gehalt sehr schnell an, gleichwie zwischen 1300 und 1500 m; um 1000 m bzw. 1500 m sind auch die Schwefelmaxima zu finden. In den Höhenlagen, wo der S-Gehalt den natürlichen Größen entspricht, steigt der SH-Gehalt schwächer an (Abb. 2). Erhöhter S-Gehalt bewirkt also eine verstärkte Zunahme des SH-Gehalts der Fichtennadeln. Welche physiologische Konsequenzen das mit sich bringt, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden. Wasserlösliche SH-Verbindungen setzen sich in Fichtennadeln zu über 95 % aus Glutathion zusammen (GRILL, ESTERBAUER 1973); Glutathion und das mit ihm im Gleichgewicht stehende Cystein (vgl. RENNENBERG 1982) nehmen eine zentrale Stellung im Stoffwechsel ein.

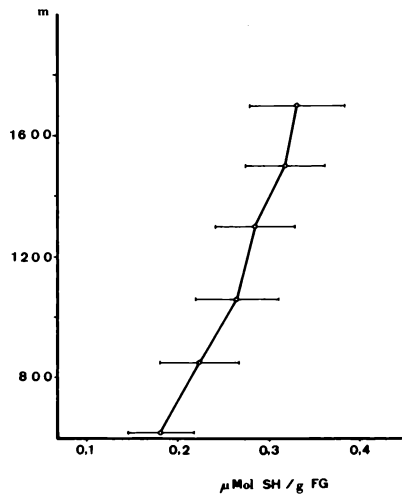


Abb. 2: Sulfhydrilgehalt von Fichtennadeln in Abhängigkeit von der Höhe ü.d.M.

GRILL u. HÄRTEL fragten bereits 1973, ob Abgassymptome an Fichten in 1000 m Höhe bestünden - zu einer Zeit, wo der Verdacht auf Waldschäden in diesen Berggebieten noch zurückgewiesen wurde. Es zeigte sich bei verschiedenen Höhenprofilen, daß der Schwefelgehalt in den Nadeln in Talnähe mit dem Trübungstest sehr gut korreliert ($r = 0.77$), um 1000 m jedoch nur mehr mit $r = 0.27$. Deshalb folgerten diese Autoren, daß in größeren Höhen ü.d.M. Schichten existieren, wo eine zusätzliche Immissionskomponente, nämlich Photooxidantien, zu erwarten wären. In unserem Fall ist bei 1000 m sowie 1500 m ein deutlich erhöhter Schwefelgehalt festzustellen. Wir schließen aus diesem Befund, daß Emissionen aus verschiedener Entfernung an diesen Inversionsschichten entlanggleiten und zu Belastungen an Berghängen führen. Gleichzeitig wäre auch der Befund von GRILL u. HÄRTEL (1973) in die Überlegung einzubeziehen, daß auch Photooxidantien in diesen Zonen zu erwarten wären. Allerdings fehlen bisher disbezügliche biochemisch-diagnostische Untersuchungen völlig, gleichwie in diesen Bereichen auch noch wenig Gasmeßstationen eingerichtet sind. Da gerade Wäldern in größerer Höhenlage auch eine bedeutende Schutzfunktion zukommt, sollte auf diese Zonen mehr geachtet werden, insbesondere weil die Fichten in alpinen Gebieten ohnehin einem starken natürlichen Streß ausgesetzt sind und schon geringe Immissionen die Bäume besonders in Mitleidenschaft ziehen können.

In diese Arbeit sind Ergebnisse miteinbezogen, welche im Rahmen der Forschungsinitiative gegen das Waldsterben gewonnen wurden.

Literatur

BRUCKMANN P., 1983: Bildung von Säuren und Oxidantien durch Gasphasenreaktionen. VDI-Berichte 500: 21 - 33.

GRILL D., ESTERBAUER H., 1973: Cystein und Glutathion in gesunden und SO_2-geschädigten Fichtennadeln. Europ. J. Forest. Pathol. 3: 65 - 71.

GRILL D., HÄRTEL O., 1973: Abgassymptome an Fichten in 1000 m Höhe? Wetter Leben 25: 91 - 95.

GRILL D., ESTERBAUER H., HELLIG K., 1982: Further studies on the effect of SO_2-pollution on the sulfhydril-system of plants. Phytopath. Z. 104: 264 - 271.

HÄRTEL O., 1972: Langjährige Meßreihen mit dem Trübungstest an abgasgeschädigten Fichten. Oecologia (Berlin) 9: 103 - 111.

HELLIG K., 1982: Einfluß von natürlichen und anthropogenen Streßfaktoren auf das SH-System in Fichtennadeln. Diss. Univ. Graz.

KÖLLY A., 1984: Untersuchungen zum Klimastreß der Fichte. Diss. Univ. Graz.

LAZAR R., 1980: Lokalklimatische Untersuchungen im Raum Aichfeld - Murboden. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien 131: 129 - 159.

RABER H., LIKUSSAR W., GRILL D., 1976: Eine spektralphotometrische Schnellmethode zur Bestimmung von Schwefel in Pflanzenmaterial. Environ. Anal. Chem. 4: 251 - 255.

RENNENBERG H., 1982: Glutathione metabolism and possible biological roles in higher plants. Phytochemistry 21: 2771 - 2781.

WAKONIGG H., 1978: Witterung und Klima in der Steiermark. Graz (Verlag).

Adresse:

Dr. H. Pfeifhofer
H. Tschulik
Univ.-Prof. Dr. D. Grill
Institut für Pflanzenphysiologie Karl-Franzens-Universität
Schubertstr. 51

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Die Absorption von SO_2 durch die Borke – Neues zur Bioindikation von Luftverunreinigungen

Otto Härtel

S y n o p s i s

Further evidence is given supporting the assumption that the accumulation of SO_2 by bark (esp. of spruce) does not represent a simple absorption but a more complicated process, accompanied and controlled by chemical alterations within the bark. Particularly a marked lag phase at the begin of the absorption, instead of an expected exponential course of the accumulation, seems to prove this view. Some conclusions concerning the use of bark for monitoring air pollutions are discussed.

Air pollution, bark, SO_2.

1. Einführung

Auf der Tagung der GfÖ im Jahre 1972 in Gießen konnte eine am Institut für Pflanzenphysiologie entwickelte Methode vorgestellt werden, die es ermöglicht, an Hand der elektrolytischen Leitfähigkeit von Fichtenborkenextrakten Rückschlüsse auf die vorangegangenen SO_2-Immissionen bzw. Luftverunreinigungen zu ziehen. Es erscheint wohl angebracht, nunmehr vor dem gleichen Forum über einige inzwischen gewonnene Aufschlüsse über die SO_2-Absorption durch die Borke vor allem im Hinblick auf die Anwendung dieser einfachen Methode mitzuteilen.

Die Brauchbarkeit der Methode hat sich bei der Erfassung von Luftverunreinigungen sowohl in Städten (KIENZL, HÄRTEL 1979) als auch in Industriegebieten (HÄRTEL. GRILL 1972; HÄRTEL et al. 1980) erwiesen. Dabei haben sich durchwegs gute und signifikante Korrelationen zu herkömmlichen Parametern für die Luftverunreinigungen ergeben, so z. B. zum SO_2-Gehalt der Luft ($r = 0.83 - 0.86$). Der Gehalt an löslichen Sulfaten in der Borke korreliert mit dem Schwefelgehalt der Fichtennadeln mit $r = 0.86$; mit Erhebungen der Frequenz von Flechten - bei recht grober Klassifizierung der Daten in 4 bzw. 5 Klassen - mit $r = 0.64$ und mit den Ergebnissen der IR-Kartierung aus der Luft mit $r = 0.77$. Die Leitfähigkeitswerte der Fichtenborke korrelieren mit der Entfernung vom Stadtzentrum (Graz) je nach Jahreszeit mit $r = -0.84 - -0.95$, deren Anteile an löslichem Sulfat mit $r = -0.96 - -0.98$. Sogar die Differenz zwischen Gesamt- und Sulfatleitfähigkeit, die als Maß für nichtsulfatische Immissionen (Staub, Salz usw.) angesehen werden darf, korreliert mit der Entfernung mir $r = -0.77 - -0.92$ (Zusammenstellung s. HÄRTEL 1982). Die Borkenwerte geben den Jahresgang der Immissionen wohl mit einer Verzögerung von rund einem Monat, aber konform wieder (KIENZL 1979), auch die Lage von Inversionszonen spiegelt sich in den Borkenextrakten von Fichten an Berghängen wider (KIENZL 1978, HÄRTEL 1980).

Nach dem Gesagten könnte man geneigt sein, die Zunahme der Leitfähigkeitswerte als einfache Absorption von SO_2 (bzw. anderer Luftverunreinigungen) anzusehen, wie dies bei Langzeitintegratoren für SO_2, etwa den früher gebräuchlichen Barytlappen oder den heute üblichen, mit Bleioxid beschickten sog. Bleikerzen der Fall ist. Viele Indizien deuten aber darauf hin, daß es sich dabei um wesentlich kompliziertere, ja, im einzelnen noch nicht ganz durchschaubare Vorgänge handelt. Da jedoch Einsicht in die Vorgänge bei der SO_2-Absorption für die Interpretation von Borkenwerten wünschenswert ist, soll nachstehend über den derzeitigen Stand unserer Kenntnisse kurz berichtet werden.

2. Material und Methode

Ca. 3 mm dicke Borkenschuppen der Fichte (*Picea abies* [L.] KARST.) werden für Routineuntersuchungen grob zerkleinert. Für Versuche mit künstlicher Begasung mit SO_2 wird grob gemahlene und elektrolytfrei gewaschene und wieder getrocknete Borke eingesetzt. 4 g der so vorbereiteten Borke werden in 60 ml aq. dest. 24 Std. bei Zimmertemperatur extrahiert. Die Leitfähigkeit der Extrakte wird mit einem Metrohm-Konduktometer mit Pipettenmeßzelle gemessen und in mS oder µS (engl. mmhos oder µmhos) angegeben und mit dem Symbol C_b bezeichnet (= conductivity bark). Der Gehalt der Extrakte an löslichem Sulfat wird nach Fällung mit $BaCl_2$ aus saurer Lösung turbidimetrisch bestimmt. Für Vergleiche ist es oft zweckmäßig, auch den Sulfatgehalt durch den ihm entsprechenden Leitfähigkeitswert (C_s = conductivity sulphate) anzugeben. Die von KREINER (1984, 1986) beschriebene Stabilisierung der Fällung mittels Tween 80 konnte naturgemäß nur bei einem Teil der nachstehend angeführten Versuche eingesetzt werden. Die Differenz $C_b - C_s = C_n$ (conductivity not sulphuric) erlaubt eine Abschätzung der Stärke der nichtsulfatischen Immissionen. Nähere Details zur Methodik vgl. HÄRTEL 1982, KREINER 1986).

3. Ergebnisse und Diskussion

Um zu prüfen, ob vom Stamm losgelöste Borkenstücke SO_2 in ähnlicher Weise akkumulieren wie die Borke am stehenden Stamm, nagelte HOFER (vgl. GRILL, HOFER 1979) ca. 3 mm dicke Stücke gewaschener Borke auf Holzbrettchen; diese wurden mit einem schmalen, vorspringenden Dach versehen und an Örtlichkeiten verschiedener Immissionsbelastung an Fichten befestigt, die zugleich als Kontrollbäume dienten. Derartige 'Explantate' benötigten bis zu einem halben Jahr, bis sie Extrakte ähnlicher Leitfähigkeit bzw. Sulfatgehalte ergaben wie Borke der Kontrollbäume; in einigen Fällen wurde selbst nach so langer Exposition der C_b- bzw. C_s-Wert des Kontrollbaumes nicht erreicht. Diese Versuche wurden in erster Linie zur Klärung der Frage durchgeführt, ob, z. B. bei flächendeckenden Erhebungen mit der Borkenmethode, auf Borkenexplantate ausgewichen werden kann, wenn geeignete Fichten fehlen. Im Lichte neuerer, am Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz durchgeführter Untersuchungen schien es jedoch angebracht, die Originaldaten einer neuerlichen und eingehenderen Auswertung zu unterziehen. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die beiden klar unterscheidbaren Verläufe der SO_2-Akkumulation gerichtet: einem exponentiellen Typ (Abb. 1, A) steht ein sigmoidaler (Abb. 1, B) gegenüber, wobei letzterer mehr als doppelt so häufig auftritt wie der in Abb. 1 (A) dargestellte. Weiter zeigte es sich, daß die exponentiell verlaufenden Kurven die Leitfähigkeitswerte der Kontrollbäume in der Regel nicht erreichen, wie dies bei den sigmoidalen der Fall ist: der Streubereich

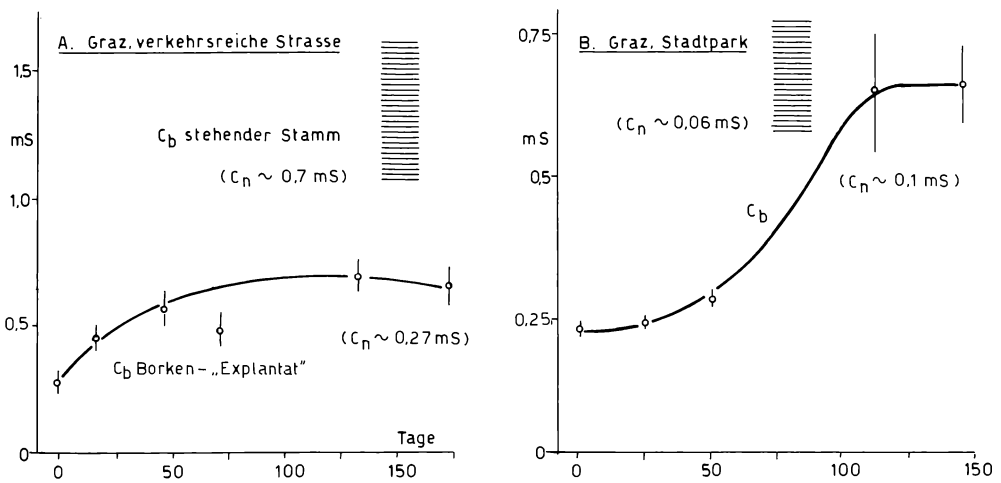


Abb. 1: Gesamtleitfähigkeit (C_b) der Extrakte von Borkenexplantaten im Laufe einer rd. 5monatigen Exposition.
C_b des Kontrollbaumes (doppelte Standardabweichung) schraffiert.
A: exponentieller Verlauf, Exposition an verkehrsreicher Straße;
B: sigmoidaler Verlauf, Exposition in staubarmer Umgebung.

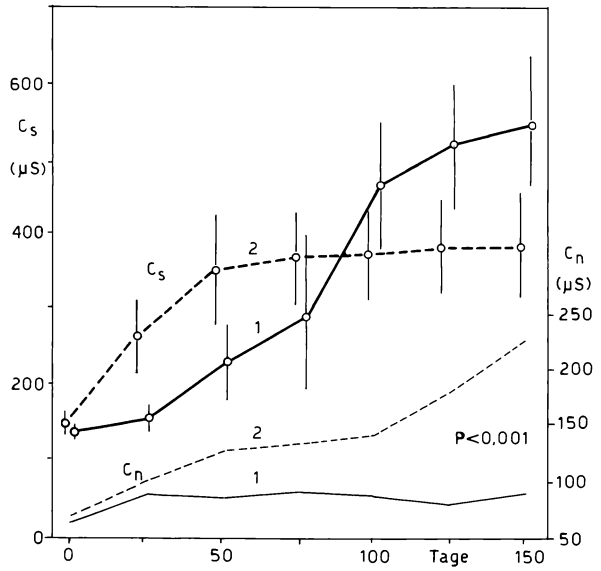


Abb. 2: Kumulative Darstellung der SO_2-Anreicherung in den Borkenexplantaten nach dem exponentiellem Typ (1, strichliert, n = 4) und nach dem sigmoidalen Typ (2, ausgezogen, n = 8) und der jeweiligen nichtsulfatischen Anteile (C_n, dünne Linien mit entsprechender Signatur).
Senkrechte Striche = Standardabweichungen.

der Kontrollwerte (von -s bis +s) ist durch das schraffierte Band angedeutet. - Beim Vergleich von Abb. 1 (A) und 1 (B) ist zu beachten, daß in 1 (B) der Ordinatenmaßstab gegenüber 1 (A) auf mehr als das Doppelte gedehnt ist! - Wie die nähere Analyse zeigt, enthalten die C_b-Werte der exponentiellen Kurve einen relativ hohen nichtsulfatischen Anteil (C_n = 270 µS, mehr als die Hälfte der Gesamtleitfähigkeit). Auch die Kontrollbäume liefern Extrakte mit ähnlich hohem nichtsulfatischen Anteil. Bei der sigmoidalen Kurve hingegen sind die C_n-Anteile deutlich geringer: etwa ein Sechstel (bis weniger als ein Zehntel) der Gesamtleitfähigkeit in den Explantaten gegenüber der Borke des stehenden Stammes.

Bei dem in Abb. 1 dargestellten Beispiel handelt es sich keinesfalls um einen Einzelfall. Auch die statistische Auswertung des, zugegebenerweise nicht allzu umfangreichen, Materials (4 exponentielle und 8 sigmoidale Verläufe) ergibt signifikant unterschiedliche Verläufe (Abb. 2). Darüber hinaus sind den beiden Kurventypen eindeutig unterschiedliche Anteile an nichtsulfatischen Komponenten zuzuordnen. Die C_n-Werte der sigmoidalen Kurven ändern sich im Verlauf der Exposition kaum, übersteigen jedenfalls nie die 100 µS-Marke, während die den exponentiellen Kurven zuzuordnenden C_n-Werte im Laufe der Expositionszeit auf durchschnittlich rd. 225 µS ansteigen. Der unterschiedliche Verlauf ist statistisch gut gesichert.

Wir müssen also annehmen, daß nichtsulfatische Komponenten, vereinfachend gesagt Staubeinflug, den Verlauf der SO_2-Akkumulation in der Borke bestimmen. Bevor wir aber dazu nähere Überlegungen anstellen, drängt sich der Gedanke auf, wieso es überhaupt zu dem sigmoidalen Verlauf kommt; in der ungestörten Borke wäre doch eher ein der Freundlich'schen Adsorptionsisotherme folgender, also ein exponentieller Verlauf zu erwarten. In diesem Zusammenhang sind neuere Untersuchungen (KREINER 1986; KREINER, HÄRTEL 1986) aufschlußreich.

KREINER begaste elektrolytfrei gewaschene, gemahlene Borke verschiedener Herkunft nach der von HÄRTEL u. MIKLAU (1971) angegebenen Methode mit SO_2 (0.4 bzw. 1.0 mg SO_2/l Luft) und kam dabei zu folgenden überraschenden Ergebnissen. Auch bei künstlicher Begasung fehlt ein exponentieller Anfangsteil der Akkumulationskurve; die SO_2-Anreicherung verläuft während

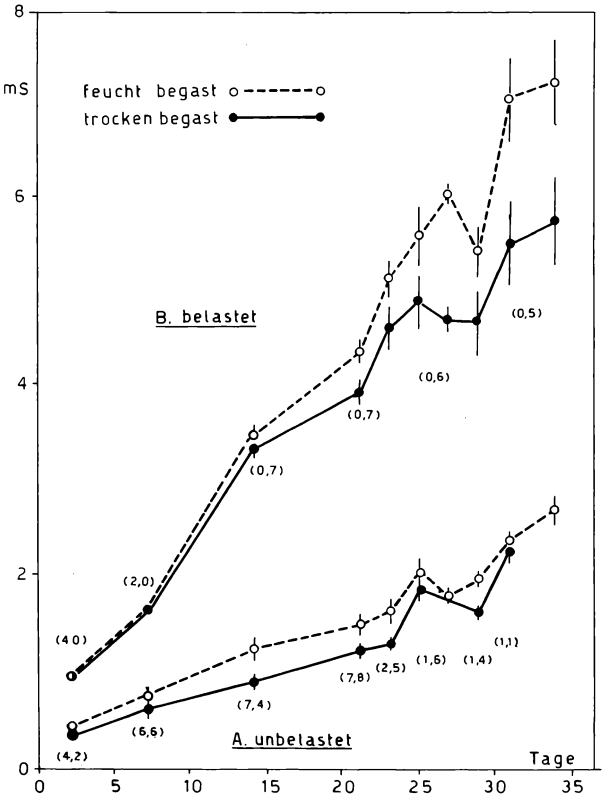


Abb. 3: Sulfatanreicherung in gemahlener Borke (C_S-Werte) aus unbelastetem (A) und stark durch SO_2 belastetem Gebiet (B) nach rd. 5wöchiger Begasung mit 1.0 mg/l SO_2. Ausgezogen trocken, strichliert feucht begaste Borke. Die beigesetzten eingeklammerten Zahlen geben das Verhältnis von Gips zu freier Schwefelsäure, ausgedrückt durch deren Anteile an der Sulfatleitfähigkeit, an.

der ersten drei Wochen vielmehr fast genau linear (Abb. 3). Bei längerdauernder Begasung - sie wurde bis 34 Tage fortgesetzt - schwanken die Mittelwerte stärker und die Streuungen werden größer, die Tendenz zu einem steileren Anstieg vom 21. Tag an ist unverkennbar (Zunahme der Steigung der Regressionsgeraden von b_1 = 0.22 auf b_2 = 0.48 bei unbelasteter Borke, von 0.90 zu 1.25 bei Borke aus einem Industriegebiet). Man kann darin eine Entsprechung zum Übergang von der lag-Phase in den Abb. 1 (B) und 2 zum steileren Kurventeil nach dem 25. - 50. Tag sehen. Ein weiterer, für die Bioindikation nicht unwesentlicher Befund ist, daß die SO_2-Akkumulation von der Feuchtigkeit der Borkenprobe nahezu unabhängig ist; Hinweise darauf hatte auch KIENZL (1978) bei Freilandbeobachtungen gewonnen. Die dritte, vielleicht überraschendste Beobachtung ist, daß unter völlig identen Begasungsbedingungen Borke aus stark belastetem Industriegebiet ein Mehrfaches an SO_2 zu akkumulieren vermag gegenüber Borke aus einem Reinluftgebiet.

Aus diesen Befunden muß geschlossen werden, daß unter SO_2-Einwirkung in der Borke Veränderungen vor sich gehen, durch die deren Kapazität für SO_2 verändert wird. Indiz hierfür ist auch, daß bei künstlicher Begasung steigende Mengen von löslichem Calcium, neben geringen Mengen von Oxalat, in den Extrakten gefunden werden. Die Hauptmenge des gelösten Ca stammt jedoch, wie KREINER (1984, 1986) nachweisen konnte, aus Ionenaustausch; auch muß Lösung von Carbonat in der Borke in Betracht gezogen werden. Bei unbelasteter Borke wird SO_2 während der ersten Phase der Akkumulation vorzugsweise als Gips gebunden, erst in der zweiten Phase tritt freie

Säure zunehmend in den Vordergrund. Bei stark vorbelasteten Borken nimmt ihr Gehalt an freier Säure schon mit Beginn der Begasung zu. Soweit die bisherigen Erfahrungen eine Aussage erlauben verhält sich Laubholz-(Roßkastanien-) borke im wesentlichen ähnlich wie Fichtenborke.

Diese hier nur skizzenhaft wiedergegebenen Ergebnisse vermögen doch einige Hinweise auf das Verhalten der Borke im Freien zu geben. Die eingangs geschilderte lange Expositionsdauer von Borkenexplantaten, die zum Erreichen der Werte der Kontrollbäume erforderlich ist, kann wohl nicht allein damit erklärt werden, daß bei Einsatz gewaschener Borke ein so langer Zeitraum zum Aufbau des entsprechenden Elektrolytspiegels erforderlich ist. Die Sigmoidkurven lassen erkennen, daß sich erst unter SO_2-Einwirkung die entsprechende Akkumulationskapazität für SO_2 einstellt. Diese Anpassung könnte durch gleichzeitig immittierte Nichtelektrolyte blockiert werden, wodurch eine normale (exponentielle) Absorptionskurve denkbar erscheint. Diese Umstände mahnen zur Vorsicht bei der Interpretation von Borkenwerten bei gleichzeitiger Verstaubung. Sie hat im Lichte der hier skizzierten Ergebnisse davon auszugehen, daß Leitfähigkeit bzw. Sulfatgehalt der Borkenextrakte einer Integration von Immissionen über einen längeren zurückliegenden Zeitraum entsprechen, durch aktuelle Immissionen jedoch relativ kurzfristig - die Jahresgänge weisen auf eine Verzögerung von etwa einem Monat hin - modifiziert werden.

Abschließend bleibt festzustellen, daß Borke kein völlig starres System darstellt, wie man bei einem toten Gewebe anzunehmen geneigt ist. Auch ein Durchtritt von Schadstoffen durch die Borke ins Stamminnere (vgl. z. B. KRONBERGER et al. 1978) könnte u. U. dadurch beeinflußt werden. Ferner wären auch Rückwirkungen auf die Phellosphäre (Bakterien, Algen, Flechten), deren Bedeutung für das Ökosystem Wald neuestens betont wurde (MATHE 1985), nicht auszuschließen.

Literatur

GRILL D., HOFER D., 1979: Der Borkentest als Hilfsmittel zur Rauchschadenskartierung. IUFRO [Ber. 10. Fachtagung Ljubljana 1978] Zbornik (Ljubljana): 283 - 287.

HÄRTEL O., MIKLAU S., 1971: Eine Methode zur Herstellung definierter niedriger SO_2-Spannungen. Z. Pflanzenkr. Pflanzenschutz 78: 538 - 543.

HÄRTEL O., GRILL D., 1972: Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. Eur. J. For. Path. 2: 205 - 215.

HÄRTEL O., 1980: Das Vertikalprofil der Luftverunreinigungen im Aichfeld anhand von Borkenuntersuchungen. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien 131: 189 - 194.

HÄRTEL O., GRILL D., KRZYSCIN F., 1980: Darstellung der Umweltbelastung im weststeirischen Industriegebiet anhand von Fichtenborken. Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark 110: 105 - 116.

HÄRTEL O., 1982: Pollutants accumulation by bark. In: (Ed. STEUBING L., JÄGER H.-J.): Monitoring of air pollution by plants. The Hague (Junk).

KIENZL I., 1978: Baumborke als Indikator für SO_2-Immissionen. Diss. Univ. Graz.

KIENZL I., HÄRTEL O., 1979: Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 109: 119 - 135.

KREINER W., 1984: Das Verhalten der Borke unter SO_2-Immissionen. Diss. Univ. Graz.

KREINER W., 1986: Zur Analytik der Borke, nebst einem Vergleich von Laub- und Nadelholzborke. Phyton 26:

KREINER W., HÄRTEL O., 1986: Spruce bark influenced by SO_2. Eur. J. For. Path.:

KRONBERGER W., HALBWACHS G., RICHTER O., 1978: Fluortranslokation in Picea Albies (L.) KARSTEN. Angew. Bot. 52: 149 - 154.

MATHE P., 1985: Mitwirkung von Epibiosen in belasteten Waldökosystemen. Allg. Forstzeitung 27: 674 - 675.

Adresse: em. Prof. Dr. Otto Härtel
Institut für Pflanzenphysiologie Karl-Franzens-Universität
Schubertstr. 51

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Immissionsklimatologien für Tal- und Beckenlagen in der Steiermark

Reinhold Lazar

S y n o p s i s

The results of the meso-climatological research and the measuring programmes of the 'Bundesinstitut für Gesundheitswesen' have shown precisely that the conditions for expansion of immissions in valleys and basins are very complex and that therefore the acquirement of an immission climatology has been quite difficult if the immission is to be mathematically defined by the Gauß model. The examples given for the combination of windsystem and temperature layers are not appropriate to make an exact forecast for immissions for an emittent in the sense of an immission climatology, but the immission centres that are expected can be easily worked out in the fields (slopes with immissions drifting against); the volume of immissions can be estimated by analogical conclusions. The correspondence of the conditions for expansion determined by windsystems and inversions with the immissions resulting and the results of the infrared photos (SCHNOPFHAGEN 1980) and the net of biological indicators (WALDSCHUTZSYMPOSIUM 1985) are rather good specially in the valley of the Mur and the Mürz.

Immission-climatology, inversions, Styria, windsystems.

1. Einführung, Problemstellung

In den letzten Jahren hat sich der Schwerpunkt klimatologischer Untersuchungen entsprechend den Erfordernissen der Praxis in Richtung Lufthygiene verlagert. Diese Arbeiten versuchen, die Vorgänge in der Atmosphäre zu beschreiben, die die Ausbreitung von Schadstoffen in der Luft bestimmen und somit für die Transmission als dem Bindeglied zwischen Emission und Immission verantwortlich sind. Seit 1974 sind für mehrere Orte und Gebiete Österreichs sogenannte Immissionsklimatologien erstellt worden (z. B. KOLB 1976), die die wichtigsten Parameter für die Schadstoffausbreitung (Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse) statistisch aufbereitet enthalten und an Hand eines Modellemittenten mittels eines Gauß'schen Rechenmodells unter Zugrundelegung physikalischer Grundlagen die jeweilige Immissionsverteilung simulieren. Indes erweisen sich die Ausbreitungsbedingungen in den Tal- und Beckenlagen als äußerst komplex, da wegen der Abgeschirmtheit dieser Gebiete einerseits und der Geländeformung andererseits die Ausbildung von Lokalwindsystemen und Inversionen begünstigt wird, von Parametern also, die ganz entscheidend die Ausbreitung prägen und somit wesentlicher Bestandteil einer Immissionsklimatologie sein sollten. Im folgenden wird nun versucht, auf Grund bisheriger Untersuchungen die wichtigsten Grundzüge der Ausbreitungsverhältnisse in Tal- und Beckenlagen aufzuzeigen. Dabei erfolgt die Betrachtung aus geländeklimatologischer Sicht im Gegensatz zum mathematisch-physikalischen Ansatz des Gauß'schen Modells im Sinne von REUTER (1974) und konzentriert sich auf antizyklonale Verhältnisse, die die geländeklimatischen Besonderheiten noch herausstreichen (speziell im Winter Inversionswetterlagen).

2. Grundlagen von Immissionsklimatologien. Meßmethodische Probleme.

Bei der Ausbreitung von Luftverunreinigungen handelt es sich um einen Vorgang, der von den herrschenden Windbedingungen bestimmt wird (Translation) und zusätzlich den Gesetzen der turbulenten Diffusion unterliegt. Es ist demnach notwendig, den Turbulenzgrad in dem für die Ausbreitung relevanten Teil der Atmosphäre festzulegen, um den Verdünnungsprozeß in einer Rauchgasfahne zu beschreiben und schließlich daraus Immissionskonzentrationen für die Verhältnisse am Boden abzuleiten. Die Grundlagen für eine Immissionsklimatologie sind eine Windstatistik für eine möglichst repräsentativ gelegene Station und eine Auswertung der Ausbreitungsklassen (von stark stabil bis labil), die die Turbulenzbedingungen in der Atmosphäre charakterisieren. Die Bestimmung der Ausdehnung der Ausbreitungsklassen erfolgt dabei indirekt über den Sonnenstand, über Bewölkungsart und -höhe sowie Bedeckungsgrad. Eine direkte Festlegung dieser Ausbreitungsklassen wäre nur aus permanenten Fesselballonsondenaufstiegen möglich, wobei dann der vertikale Temperatur-

gradient und die Windgeschwindigkeit die Grundlage zur Ermittlung der Ausbreitungsklasse bilden. Die Problematik der Klassifizierung von Ausbreitungsklassen für Tal- und Beckenlagen besteht darin, daß nächtlich gebildete Inversionen ohne Auflösung tagsüber, wie dies etwa im Hochwinter häufig der Fall ist, unberücksichtigt bleiben und es im Winter zu einer Überschätzung der labilen Klassen (2 und 3) kommt, obwohl die Schichtung zu Mittag entweder noch invers ist (stark stabil, Klasse 7) bzw. eine abgehobene Inversion vorliegt, bei der die Feststellung der Mischungsschichthöhe unbedingt notwendig wäre.

Seit 1979 werden nun mittels Sonderstationsnetzen in Tal- und Beckenlagen der Steiermark geländeklimatische Untersuchungen durchgeführt, um Aufschlüsse über die vertikale Temperaturverteilung, insbesondere die Struktur der Inversionen, und die lokalen Windverhältnisse zu erhalten. Die Stationen werden in repräsentativer Lage (Kamm-, Sporn-, Gipfellagen) errichtet und mit Thermohygrographen und Extremthermometer ausgestattet. Vergleiche der Stationsaufzeichnungen mit den in gleicher Höhe gemessenen Temperaturen mittels Fesselballonsonderaufstiegen bzw. bei Meßflügen ermittelten Werten ergaben eine auffallend gute Übereinstimmung; die Abweichungen zur freien Atmosphäre blieben relativ gering (< 1°; LAZAR 1981). Die aus dem Sondernetz gewonnenen Daten werden nun zur Auswertung der Inversionen hinsichtlich ihrer Mächtigkeit, Stärke und Andauer herangezogen. Auch Temperaturgradienten zum Zeitpunkt des Temperaturminimums - häufig größte Inversionsmächtigkeit - ließen sich an Hand der Vertikalprofile (je eine Station pro ca. 100 - 200 Höhenmeter) erreichen. Eine Ausbreitungsklassenstatistik über die gesamte Zeit ist jedoch wegen der schleifenden Schnitte der Temperaturkurven mit den Zeitordinaten nicht möglich, zumal noch zeitliche Ungenauigkeiten hinzukommen.

Die Windmeßergebnisse werden besonders hinsichtlich des Tagesganges der Windrichtung und -geschwindigkeit analysiert, um Aussagen über periodische Talwindsysteme ableiten zu können.

Von großer Bedeutung bei den geländeklimatischen Untersuchungen waren ferner Meßprogramme des Bundesinstituts für Gesundheitswesen (Immissionskonzentrationsverteilungen am Boden und Fesselballonsonderaufstiege) sowie Meßfahrten und Meßflüge mit einem Thermistorfühler. Zu erwähnen sind schließlich photographische Nebelaufnahmen und Beobachtungen der Rauchfahnenkonfiguration.

3. Allgemeine klimatische Voraussetzungen

Die abgeschirmte Lage der Tal- und Beckenlage in der Steiermark, besonders der Mur-Mürz-Furche und weiterer Teile des südöstlichen Alpenvorlandes, führt zu einer kräftigen Abschwächung der Windgeschwindigkeit und einer erzwungenen Anpassung der Windrichtung an die jeweilige Talorientierung. Die Windarmut macht sich besonders im Winter bemerkbar und steht gleichzeitig im krassen Gegensatz zum winterlichen Maximum im Jahresgang der Windgeschwindigkeit auf den Bergkämmen und -gipfeln der Umrahmung (z. B.: Zeltweg 669 m ü.d.M., mittl. Geschwindigkeit im Dezember 0.7 m/s; Zirbitzkogel 2396 m, 9.0 m/s; nach WAKONIGG 1978). Kaltluftreste können sich im Vergleich mit dem nördlichen Alpenvorland viel länger halten, da die Strömung über den Bergkämmen bald 'abreißt' und ein Durchgreifen fremdbürtiger Winde bis zum Boden generell im Gefolge einer Kaltluftadvektion auftritt (dadurch mitunter Fallwinde). Die Windarmut begünstigt wieder die Ausbildung von Inversionen, die besonders im oberen Murtal beachtliche Mächtigkeiten erreichen können.

Die abgeschirmte Lage bedeutet grundsätzlich auch eine geringere Bewölkung, die dann die Inversionsbereitschaft durch die nächtliche Ausstrahlung fördert; dies trifft vor allem für das Vorland bei Strömungen aus dem Sektor West bis Nord zu. Die oft eklatanten Bewölkungsgegensätze zwischen den Nordstaulagen und dem Vorland treten manchmal, speziell bei Kaltluftadvektion, mit Fallwinden in Erscheinung ('Nordföhn'), wobei diese Situationen lufthygienisch zu den günstigsten im Vorland zählen (Ausräumung gealterter und schadstoffbelasteter Luft). Die Abschirmung gegenüber fremdbürtigen Einflüssen verstärkt die Entwicklung autochthoner Talwindsysteme, die letztlich mit ihrem periodischen Wechsel von Talaufwinden tags und Talabwinden nachts wesentlich die Ausbreitung von Luftbeimengungen prägen. Dabei haben die Untersuchungen gezeigt, daß diese Talwindsysteme, speziell die Talabwinde, den Aufbau der Inversionen beeinflussen. Temperaturschichtung und lokale Winde stehen deshalb in einem kausalen Zusammenhang.

4. Lokale Windsysteme

Zunächst muß zwischen den Windsystemen im Vorland und inneralpinen Bereich unterschieden werden, wobei eine tageszeitliche Gliederung notwendig ist. So weisen beispielsweise die Talabwinde im Vorland auf Grund ihrer eher bescheidenen Einzugsgebiete in Hinblick auf die Kaltluftproduktion nur eine Mächtigkeit von wenigen Dekametern auf. Der Murtalabwind hingegen, der von den Kaltluftabflüssen zahlreicher Seitentäler gespeist wird, erreicht schon im Lungau, zusätzlich bedingt durch die Beckenlage, eine Mächtigkeit von mehreren hundert Metern, wobei ein Überfließen der Kaltluft über den Seetalsattel erfolgt und nur ein Teil dem Murtal folgt. Bei Murau vereinigen sich dann wieder beide Talabwindströme. Aus den Aufzeichnungen der Station Stolzalpe (1305 m) kann geschlossen werden, daß der Talabwind noch 100 - 200 m über diese Station hinaufreicht (Mächtigkeit ca. 700 m). Aus dem Knittelfelder Becken sind auf Grund von Fesselballonsondenaufstiegen und den vertikalen Stationsprofilen des Sondernetzes genauere Angaben möglich. Im Spätherbst und Winter schwanken die Mächtigkeiten zwischen 400 und 500 m; mitunter kommen auch größere Beträge durchaus vor. Ansonsten liegen die Obergrenzen der Kaltluft des Murtalabwindes bei ca. 400 m über Grund (entsprechen einer Höhe von 1000 - 1100 m ü.d.M.). Für den Raum Bruck a.d. Mur - Leoben läßt sich die Mächtigkeit des Talwindkörpers an Hand der oft scharf ausgebildeten Hochnebelgrenze festlegen, wobei häufig der Einfluß der Talabwindes bei ca. 1000 m ü.d.M. endet (Mächtigkeit 400 - 500 m). Im weiteren Verlauf des Murdurchbruches büßt nun der Murtalabwind rasch an Mächtigkeit ein - infolge stark erhöhter Abflußgeschwindigkeit (20 - 30 km/h sind keine Seltenheit) und Verlusten durch Abströmen über den Rechberg und später im Gratkorner Becken über St. Oswald; dabei schrumpft die Mächtigkeit auf ca. 200 m zusammen. Im Grazer Feld ist die Obergrenze des Murtalabwindes schwer zu bestimmen (vermutlich bei ca. 550 m); außerdem tritt eine Vereinigung mit dem vom Nordwesten kommenden Kainachtalabwind ein, der allerdings wegen seines wesentlich kleineren Einzugsgebietes nur einen bescheidenen Beitrag zu Erhöhung der Mächtigkeit leistet. Das Kainachtal mit dem Voitsberg-Köflacher-Becken nimmt ähnlich wie das Raabtal mit dem Passailer Becken eine Sonderstellung ein, da die Beckenlage eine größere Mächtigkeit des Talabwindkörpers (150 - 200 m) erwirkt. Schließlich sei noch auf das Sulmtal hingewiesen, in dem ebenfalls durch markante Talverengungen Kaltluftstau eintritt (Mächtigkeit des Sulmtalabwindes bei Fresing etwa 120 m, bei Heimschuh 60 m), der oft mit Nebelbildung und zugehöriger scharfer Obergrenze verbunden ist.

Das Gegenstück zu den angeführten Talabwinden stellen die Talaufwinde dar, die in kleinen Tälern schon bald nach Sonnenaufgang im Gefolge von Hangaufwinden einsetzen, in großen Tälern (etwa in der Mur-Mürz-Furche) jedoch erst Stunden danach aufleben, da die Umstellung der Temperatur- und Druckgegensätze entsprechend länger dauert. Dies betrifft vor allem den Murtalaufwind in seiner Austauschfunktion zwischen Vorland und inneralpinem Bereich. Im Vorland werden ferner die Talaufwinde von einem übergeordneten regionalen Windsystem überlagert, das sich als Strömung zum Randgebirge hin beschreiben läßt (Winde aus Süd bis Ost). Nachts überlagert häufig umgekehrt als Folge der höheren Temperaturen und des niedrigeren Druckes im Osten (Ungarn) der Randgebirgswind (Strömungen aus West bis Nord) die Kaltluftabflüsse in den Tälern. Die genannten Talaufwinde, vor allem aber der Antirandgebirgswind, bedürfen einer entsprechenden Sonneneinstrahlung und sind deshalb im Spätherbst und Winter nur schwach entwickelt oder werden überhaupt meist durch Hochnebel unterdrückt.

Nach den Windmeßergebnissen der Sondernetze lassen sich Talaufwinde im Winter noch am besten in Voitsberg-Köflacher-Becken nachweisen. Sie sind allerdings im Gegensatz zum Sommerhalbjahr nur sehr schwach (1 - 2 m/s) und mit einer gegenüber den Verhältnissen am Morgen abgeschwächten Bodeninversion oder einer 'abgehobenen' Inversion gekoppelt, was zu hohen Immissionen führt (Beispiel Abb. 12). In inneralpinen Tal- und Beckenlagen können sich in den untersten 200 - 400 m ebenfalls - generell für wenige Stunden - talaufwärts gerichtete Strömungen einstellen.

5. Bedeutung der Temperaturschichtung (speziell der Inversionen)

Die Temperaturschichtung beeinflußt mit dem Turbulenzgrad - quasi als Maß für die Abnahme der Konzentrationen in einer Rauchgasfahne infolge Einbindung von Frischluft - entscheidend die Ausbreitung, vor allem hinsichtlich der Lage und Intensität des Immissionsmaximums bzw. der Immissionskonzentrationsverteilung im allgemeinen. Bei labiler Schichtung liegt beispielsweise das Maximum relativ nahe am Emittent und die Fahne dünnt rasch mit zunehmender Entfernung aus. Bei stark stabiler Schichtung (z. B. Bodeninversion) trifft man - unter der Annahme der gleichen Windgeschwindigkeit wie vorhin - ein vom Emittenten relativ weit entferntes und flaches Maximum mit nur mäßigen Immissionskonzentrationen, da der

Ausbreitungskegel den Boden nur mit seinem Rand streift; bei Prallhang-situationen - etwa am Tremmelberg nördlich von Knittelfeld oder am Straßengelberg nach Aufzeichnungen der SO_2-Meßstation Straßengel-Kirche des Amts der Steiermärkischen Landesregierung (1981, 1982, 1983) - sind jedoch hohe Werte möglich (Maxima zwischen 1 und 1.5 mg SO_2/m^3 als Halbstindenmittelwert). Dies mag zunächst paradox klingen, da ja eine Strömung normalerweise nicht 'durch einen Berg geht', sondern Hindernissen seitlich ausweicht oder sie überwindet. Beim Anströmen eines Hindernisses wird einerseits die Geschwindigkeit stark reduziert, andererseits werden aber auf Grund der Rauhigkeit des Geländes und der Oberfläche (Wald) die Turbulenzbedingungen derart verändert, daß eine direkte Anwehung erfolgen kann.

Im folgenden sollen nun die Inversionen näher beleuchtet werden, denen vor allem im Winter eine wichtige Rolle bei der Schadstoffausbreitung zukommt, wenn man bedenkt, daß in den Tal- und Beckenlagen an 80 - 90 % der Morgentermine und noch zu 60 - 70 % der Mittagstermine Inversion herrscht, also eine vertikale Durchmischung der Atmosphäre unterbunden wird bzw. nur bis zu einer bestimmten Höhe über Grund möglich ist (Mischungsschichthöhe). Abb. 1 und 2 veranschaulichen die wichtigsten Zusammenhänge zwischen vertikalem Temperaturprofil und daraus resultierender Schichtung und dem Ausbreitungsverhalten bzw. der Konfiguration von Rauchgasfahnen am Beispiel eines großen Emittenten und kleiner Quellen (z. B. Hausbrand). Bei einer Bodeninversion mit stark stabiler Schichtung steigt jedes Rauchgas so weit auf, bis es sich mit der Umgebungsluft in einem Gleichgewichtszustand befindet und verteilt sich entweder in einer bestimmten Höhe über Grund oder wird von einer meist

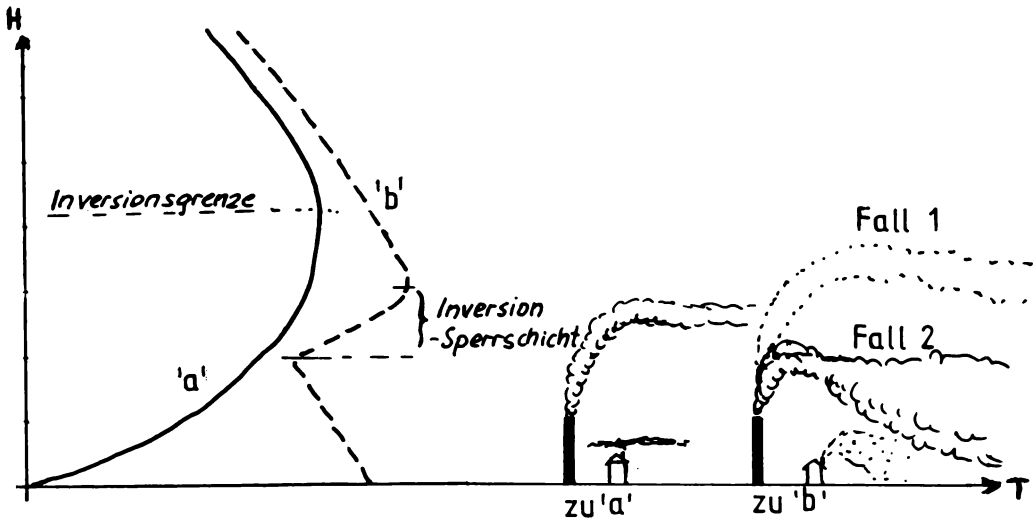


Abb. 1: Bodeninversion und entsprechende Rauchgaskonfigurationen. Typisch sind infolge der stark stabilen Schichtung gebündelte Rauchgasfahnen sowohl für große als auch für kleine Emittenten (Hausbrand); die dargestellte Form der Bodeninversion betrifft vor allem die randalpinen Becken wie Voitsberg-Köflach mit Inversionsmächtigkeiten von 300 - 400 m (im Winter auch mehr); in inneralpinen Beckenlagen zeigt sich hingegen oft ein schalenartiger Aufbau der Bodeninversionen mit großer Mächtigkeit (Abb. 13). Tagsüber erfolgt durch Einstrahlung und Erwärmung der Abbau der Inversionen von unten mit der abgehobenen Inversion 'b'. Ist diese als Sperrschicht stark genug, tritt Reflexion an der Untergrenze der Inversion ein (Fall 2); ansonsten ist auch ein Durchstoßen der Inversion möglich.

schwachen Strömung mitgeführt. Durch Sonneneinstrahlung - und in Stadtgebieten auch durch anthropogene Wärmezufuhr - erfolgt ein sukzessiver Abbau der Inversionen von unten, so daß in der entstandenen Mischungsschicht eine schwach stabile Schichtung herrscht, die den Vertikalaustausch innerhalb dieser Schicht zuläßt. Daraus folgt zunächst, daß kritische Situationen mit hoher Immissionsbelastung gerade in Städten dann zu erwarten sind, wenn die Mischungsschicht ganztägig nur dünn bleibt und die darüber lagernde freie Inversion als Sperrschicht jeglichen Vertikalaustausch unterbindet.

In Graz beispielsweise wächst die Mischungsschichthöhe im Laufe des Tages soweit an (Maximum am Nachmittag), daß oft nur noch die höheren Kämme und Gipfel der Umrahmung herausragen (Plabutsch, Platte, Rannach). Bei Bewölkung mit föhnartigen Fallwinden - teils von der Koralpe ('Jauk'), teils dem Murtal folgend ('Nordföhn') - die die verbliebenen Kaltluftreste nicht ausräumen können und bei der die Inversion von unten her mangels Sonneneinstrahlung nicht abgebaut werden kann, treten in Graz bei Mischungsschichthöhen von ca. 100 - 150 m extrem ungünstige lufthygienische Verhältnisse auf. Große Emittenten leisten bei diesen geringen Mischungsschichthöhen, aber auch bei stark stabiler Schichtung (Bodeninversion), keinen Immissionsbeitrag für die Bedingungen am Boden. Sinnvoll bei Smogalarm wäre etwa für den Raum Graz vor allem die Reduzierung der Hausbrandemissionen, wobei hier anzumerken wäre, daß in den letzten Jahren der Ausbau der Fernwärme schon einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Luftgüte in Graz darstellte. Bedingt durch den unterschiedlichen Auftrieb der Rauchgase begegnet man bei Bodeninversionen in Tal- und Beckenatmosphären sehr häufig einem Stockwerkbau bezüglich der Luftverunreinigungen (meist als 'Deckel' oder auch fälschlich als Inversion bezeichnet). Dieser Stockwerkbau kommt beispielsweise besonders typisch im Voitsberg-Köflacher-Becken zur Geltung (Abb. 3: 'Hausbrandschicht' und Kraftwerksfahne bzw. Abb. 11 mit vergleichbarer Immissionsverteilung am Boden).

Im Gegensatz zu den Bedingungen bei Bodeninversion ist die Schichtung bei freier Inversion generell neutral bis zur Untergrenze derselben (gleichzeitig Obergrenze der Mischungsschicht), die nun eine ausgeprägte Sperrschicht bedeutet. Freie Inversionen treten fast immer im Zusammenhang mit Hochnebel auf und entwickeln sich entweder 'autochthon' im Gefolge eines alternden Hochs über Mittel- und Osteuropa aus Talnebeln, die sich tagsüber nicht mehr auflösen und an Mächtigkeit gewinnen, oder

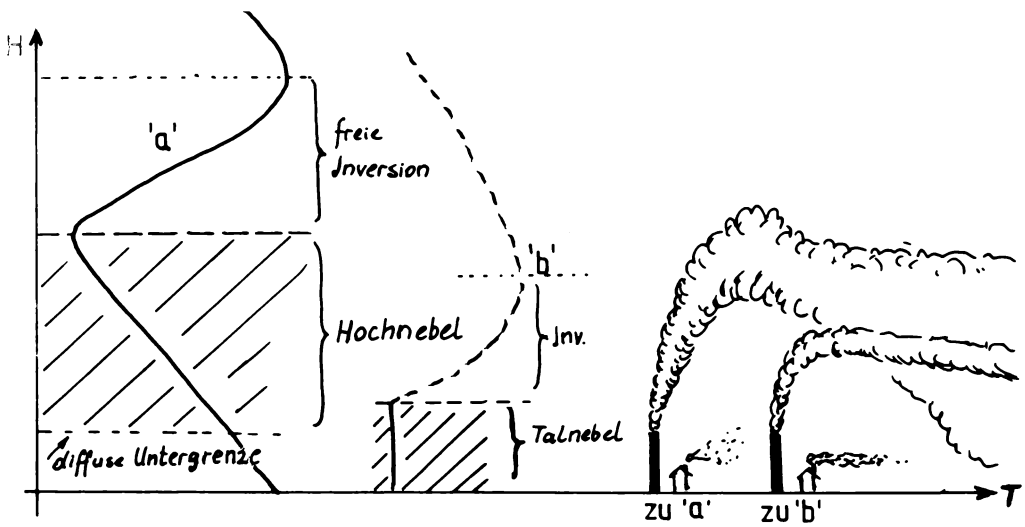


Abb. 2: Freie Inversion mit entsprechenden Rauchgaskonfigurationen. Diese Inversionen sind häufig mit Hochnebel gekoppelt, wobei generell an der Untergrenze der Inversion Reflexion der Rauchfahne eintritt und somit eine Anreicherung des Hochnebels mit Schadstoffen erfolgt. Größte Verbreitung weist dieser Inversionstyp im Raum Bruck a.d. Mur und im Vorland auf. Die Entstehung geht nicht selten auf einen mächtigen Talnebel ('b') bzw. auf advektive Vorgänge (östl. Strömung) zurück.

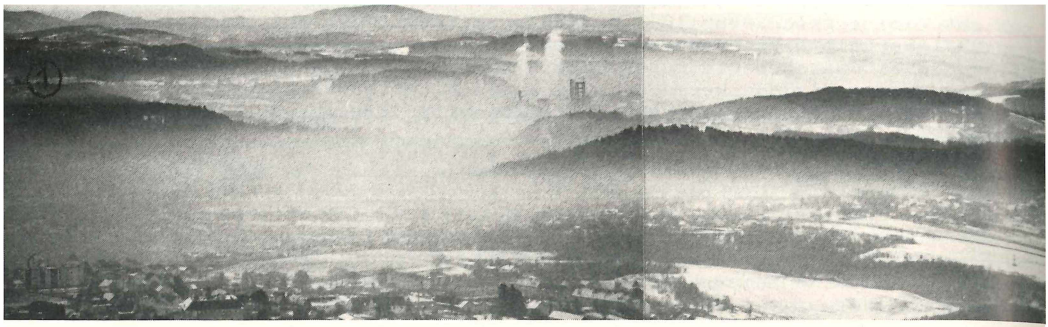


Abb. 3: Blick vom Kemetberg in 750 m ü.d.M. (westl. von Maria Lankowitz) auf das Voitsberg-Köflacher-Becken Richtung Südosten mit dem ÖDK-Kraftwerk in der Bildmitte.
Typisches winterliches Bild am frühen Vormittag, ehe schwacher Talaufwind einsetzt. Deutlich zu erkennen ist die 'Hausbrandschicht' mit einer Mächtigkeit von 50 - 80 m, der Karmelberg (1, am linken Bildrand) überragt mit seiner Höhe von 540 m diese Schicht. Die Kraftwerksabgase und die Dampffahne steigen wegen des größeren thermischen Auftriebes wesentlich höher auf und driften in ca. 300 m über Grund Richtung SO/O.

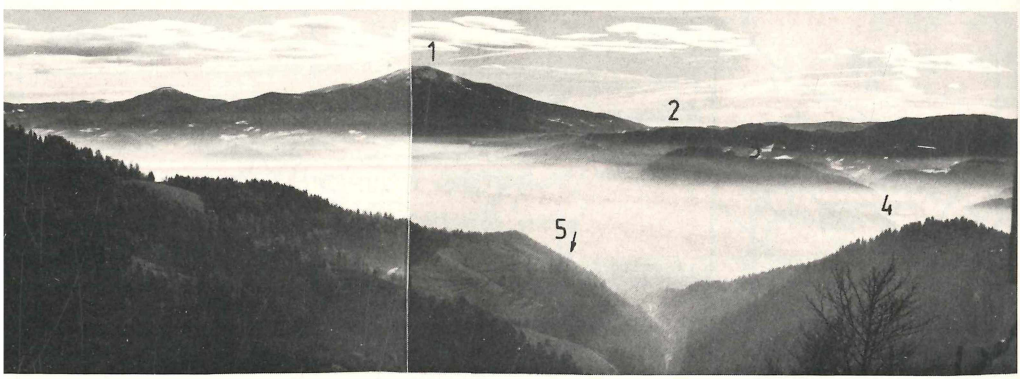


Abb. 4: Aufnahme einer stark luftverunreinigten Schicht infolge beständiger kräftiger Inversion im Knittelfelder Becken von der Gaaler Höhe im Norden des Beckens in 1240 m ü.d.M. aus Richtung Süden um die Mittagszeit bei nur sehr schwachem Talaufwind.
1 - Größing 2164 m, 2 - Obdacher Sattel 955 m, 3 - Liechtensteinberg 1033 m, 4 - Judenburg, 5 - Fohnsdorf. An diesem Tag erfolgte wohl ein Abbau der Inversion von oben durch föhnartige Winde aus West (zu beachten sind die ausgeprägten Lenticulariswolken über dem Größing), doch hält sich hartnäckig ein bodennaher Kaltluftrest (Obergrenze bei ca. 900 m, Inversion bis 1200 m ü.d.M.).

advektiv nach Verlagerung des Hochs und daraus resultierenden Strömungen aus Ost bis Süd. Im Vorland weisen diese Hochnebelkaltluftkörper Obergrenzen zwischen 850 und 900 m auf, mitunter reichen sie aber auch noch wesentlich höher hinauf. Lufthygienisch bedenklich sind jene mit Obergrenzen bei 600 - 700 m, da die Mischungsschicht nur 300 - 400 m beträgt, die Kraftwerksabgase die zugehörige Sperrschicht generell nicht durchdringen können und deshalb bei längerer Andauer einer solchen Periode wie etwa im Jänner 1982 relativ hohe und gleichmäßig verteilte Immissionen die Folge sind. Einzig ausfallender Niederschlag in Form von Schneegriesel und leichtem Schneefall bzw. die Rauhreifbildung in den Wäldern bremst die Schadstoffanreicherung. Bei diesen nassen Depositionen verzeichnet man sehr niedrige pH-Werte (unter 3.0); der Rauhreif zeigt auch eine typische Graufärbung durch Rußteilchen und markiert scharf die Obergrenze des Hochnebels nach dessen Auflösung.

Während nun für die Hochnebelbildung und dessen Mächtigkeit die Bodendruckverhältnisse eine entscheidende Rolle spielen, kommt es unabhängig davon in der Mur-Mürz-Furche speziell im Abschnitt Kraubath-Bruck-Mürzzuschlag zu Hochnebel im Zusammenhang mit dem Talabwindsystem (Abb. 5, 6). Die Auflösung dieses Hochnebels tritt meist im Abschnitt Frohnleiten - Peggau ein, nicht zuletzt durch die beachtlichen Geschwindigkeiten des Murtalabwindes in diesem Abschnitt, wodurch die Strömung turbulent und somit wärmere Luft aus der darüberliegenden Inversion einbezogen wird. Die gute Durchlüftung verhindert andererseits in diesem Bereich die Talnebelbildung, so daß vom nebelärmsten Talabschnitt zwischen Graz und Bruck gesprochen werden kann (30 - 40 Tage mit Nebel, Grazer Feld 130 - 140 Tage). Sämtliche Emissionen aus den Industriebetrieben, vor allem aus Donnawitz, reichern den Hochnebelkörper mit Schadstoffen an und bewirken eine Versauerung des Nebels. Dies wirkt sich besonders ungünstig in den der Strömungen exponierten Talflanken (meist Westhänge) aus, aber auch auf Sättel und Kämme, die überflossen werden. Die auskämmende Wirkung des Waldes in diesen Prallhängen tritt noch hinzu, wobei in den Infrarotaufnahmen diese Phänomene ihren Niederschlag in deutlich geminderter Vitalität der Fichten finden. Ferner sei in diesem Zusammenhang noch auf eine Besonderheit, analog zur Flußverschleppung, hingewiesen: die Prallhangeffekte betreffen im wesentlichen die Westhänge auf der Nordseite des Murtales; erst im Raum Bruck, wo ein Umbiegen nach Süden erfolgt, gibt es nordexponierte Prallhänge. Offensichtlich werden die Emissionen aus Donnawitz so in den West - Ost strömenden Talabwind eingebunden, daß sie nur auf der Nordseite mitgeführt werden. Ein Durchstoßen der Rauchgase (aus der Sinteranlage in Donnawitz) wäre übrigens erst bei unrealistischen Kaminhöhen von 300 - 400 m denkbar. Bemerkenswert ist außerdem, daß der Murtalabwind auf Grund seines größeren Einzugsgebietes den Kaltluftabfluß aus dem Mürztal so weit zurückstaut, daß schließlich ein Überfließen über den Semmering erfolgt. Dabei schiebt sich der Nebel mit südwestlichen Winden bis zum Sattel vor und löst sich sehr rasch in der jetzt stärker gewordenen, absinkenden Strömung (Fallwindeffekt) auf. Beobachtungen haben gezeigt, daß der Hochnebel im Mürztal oft länger erhalten bleibt als im Murtal, und mit der Auflösung des Hochnebels im Murtal westlich von Bruck erst das Abfließen des Hochnebels aus dem Mürztal verstärkt einsetzt. In der Nacht werden die Verluste durch den Kaltluftnachschub wettgemacht.

Die Hochnebelobergrenzen und damit die Obergrenzen der luftverunreinigten Mischungsschicht liegen häufig zwischen 950 und 1100 m Höhe (selten höher und nur bei stärkerer Süd- bis Südostströmung niedriger). Dies deckt sich recht gut mit den Ergebnissen der Infrarotaufnahmen bzw. der Bioindikatornetzerhebungen (Waldschutzsymposium 1985), die eine deutliche Besserung des Vitalitätszustandes bzw. geringere Schwefelgehalte in den Fichtennadeln mit zunehmender Seehöhe, besonders ab ca. 1100 m dokumentieren. Für die Immissionsklimatologie des Grazer Feldes nehmen Bodeninversionen mit häufigem Talnebel eine Vorrangstellung ein, wobei die Nebelmächtigkeiten oft 50 - 100 m betragen (im Spätherbst und Winter als Vorstufe zum Hochnebel mitunter bis zu 200 m) und der Nebel durchaus auch das Grazer Stadtgebiet erfaßt, und zwar vor allem die südlichen Bezirke. Innerhalb des Nebels bleibt die Temperatur meist annähernd konstant (Isothermie), darüber kann sie kräftig ansteigen. Nachdem die Emissionen aus dem Hausbrand diesen Talnebel mit Schadstoffen anreichern (Abb. 7) und dies bei längerer Andauer des Nebel zu smogähnlichen Situationen führt, wäre aus lufthygienischer Sicht für die Industriebetriebe eine Freisetzung ihrer Abgase oberhalb des Nebels zu fordern. Die Talnebel weisen ein Häufigkeitsmaximum im Herbst auf und lösen sich im allgemeinen am Vormittag auf, im Spätherbst und Winter können sie auber auch tagsüber anhalten.



Abb. 5: Aufnahme einer Hochnebelobergrenze im Raum Bruck bei 1100 m ü.d.M. vom Hochanger (1300 m) aus Richtung Osten.

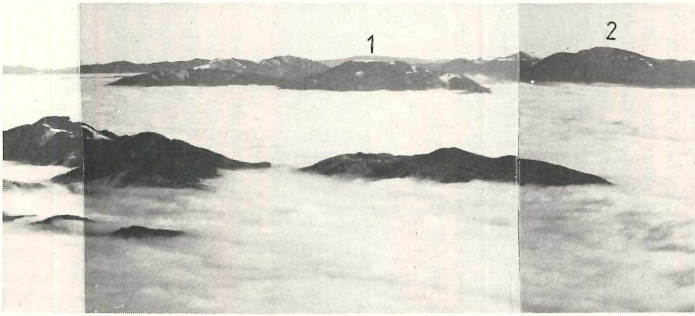


Abb. 6: Aufnahme einer Hochnebelobergrenze (um 1150 m) in der Mur-Mürz-Furche vom Gößeck (2214 m) Richtung Osten.



(1 - Rennfeld 1629 m, 2 - Hochlantsch 1720 m, 3 - Breitenauer Tal). Der Nebel strebt mit hoher Geschwindigkeit nach Süden und lockert sich dabei auf; innerhalb des Murtalabwindes mit dem Nebel Wirbelbildungen und Überströmen von Hindernissen bzw. dadurch bedingte Prallhangeffekte mit auskämmender Wirkung des Waldes. Durch das Eindringen des Nebels in die Seitentäler, wie etwa in das Breitenauer Tal, können die Abgase aus dem Magnesitwerk in der Breitenau nicht abziehen (wesentlich geringere Durchlüftung als im Murtal).



(1 - Rennfeld 1629 m, 2 - Hochlantsch 1720 m, B - Bruck a.d. Mur, 3 - Schöckl 1445 m, D - Donnawitz/Rauchgaskuppe der Sinteranalge, 5 - Kletschachkogel 1457 m). Der Nebelkörper strömt bei Bruck Richtung Süden (Pfeil) und löst sich dann bei Frohnleiten auf. Die Abgasfahne der Sinteranlage bildet zwar noch eine Quellkuppe aus, kann aber wegen der über der dem Hochnebel liegenden Inversion nicht weiter aufsteigen, sondern driftet nach Osten.



Abb. 7: Aufnahme eines lockeren Talnebels
im Grazer Stadtgebiet
(Obergrenze bei 440 m)
vom Plabutsch nach ONO.

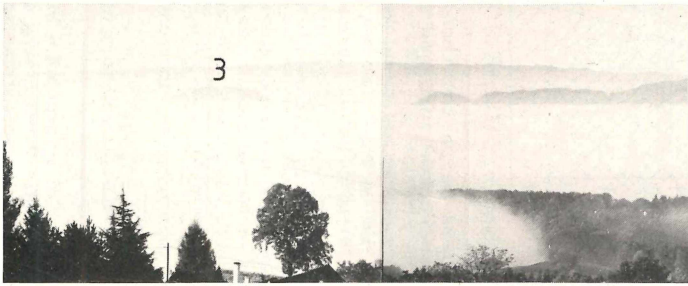
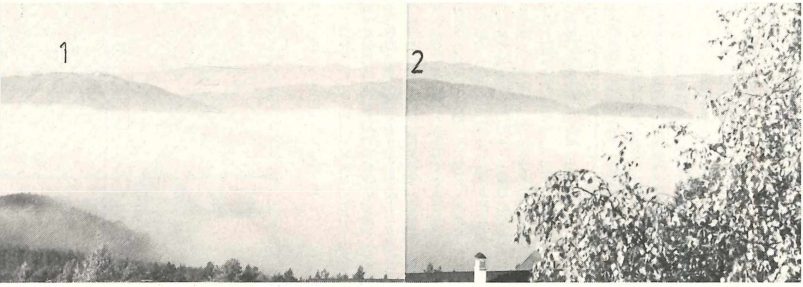


Abb. 8: Aufnahme eines mächtigen Talnebels
von der Platte (640 m) aus Richtung WSW.
(Obergrenze bei 540 m)



(1 - Platte 640 m, 2 - im Hintergrund der Kulm, 3 - Mariatroster Tal). Die Abgasfahne der Papierfabrik Arland (4) kann zwar den Nebel mit einer Quellkuppe durchdringen, die darüber liegende Inversion verhindert aber ein weiteres Aufsteigen und die Fahne taucht wieder in den Nebel zurück. Im Zuge einer lufthygienischen Sanierung erfolgt einerseits die Umstellung von Schweröl auf Gas und zweitens eine Kaminerhöhung von 15 auf 40 m, um über derartige Talnebel emittieren zu können.



1 - Plabutsch 763 m, 2 - Straßengelberg 742 m, 3 - Buchkogel 656 m. Im Hintergrund links die Koralpe mit Reischkogel, rechts Stub- und Gleinalpe. Die Temperatur in diesem Nebel nimmt bereits mit der Höhe ab, er stellt somit einen Übergangstyp zum Hochnebel dar. Die darüber befindliche freie Inversion unterbindet ein Durchgreifen der Abgasfahnen auch von Großemittenten (Kraftwerk in der Puchstraße). Trotz der gegenüber Abb. 7 größeren Mischungshöhe (150 - 200 m) bedeutet dieser Nebeltyp eine Ungunstsituation, da er sich beständiger erweist als der seichtere Typ.

6. Windsysteme und Temperaturschichtung als Grundlage für autochthone Ausbreitungsbedingungen

Mit den Ergebnissen aus vertikalen Stationsprofilen und Windmeßstationen bzw. aus dem Datenmaterial von Sondenaufstiegen (kombiniert mit Immissionsmessungen) läßt sich der tages- und jahreszeitliche Ablauf der Ausbreitungsbedingungen in einem Diagramm darstellen. Als typische Beispiele für den inneralpinen Bereich wurden die Verhältnisse im Raum Bruch/Mur (Abb. 9) und für das Vorland im Voitsberg-Köflacher-Becken (Abb. 10) gewählt. Zum Ablauf in inneralpinen Tal- und Beckenlagen sei noch angemerkt, daß sich außerhalb der genannten Bereiche mit häufigem und beständigem Hochnebel im Winter tagsüber talaufwärts gerichtete Strömungen einstellen, die mit einer Abschwächung bzw. auch 'Abhebung' der mächtigen Bodeninversionen verbunden sind (z. B. Knittelfelder Becken). Im Tagesgang der SO_2-Immissionen an den einzelnen Stationen drückt sich dies in einem recht markanten Anstieg der Werte aus, da nun innerhalb der ersten 100 - 200 m ein wenn auch schwacher Vertikalaustausch besteht (Abb. 12). Im gesamten Vorland weichen die Bedingungen nur wenig von jenen in Voitsberg-Köflach ab, da das Kainachtal nur über ein relativ kleines Einzugsgebiet verfügt; die Zeitbereiche des Windrichtungswechsels erfahren nur geringe Verschiebungen, wenn man etwa die Täler im oststeirischen Grabenland betrachtet. Das Voitsberg-Köflacher-Becken zeichnet sich allerdings gegenüber dem übrigen Vorland infolge seiner randalpinen Lage durch eine nicht so hohe Bereitschaft zu Hochnebelbildung aus (speziell solche

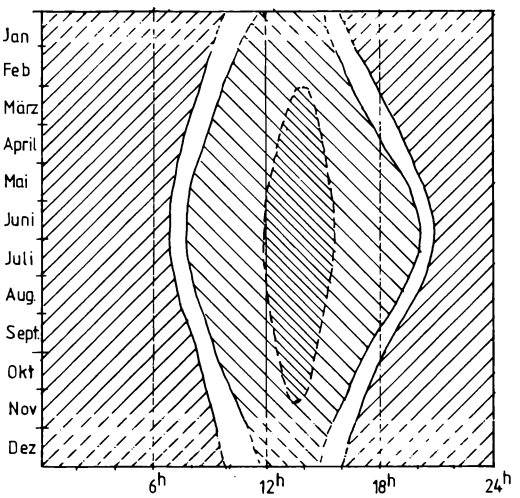


Abb. 9: Schema der autochthonen Ausbreitungsverhältnisse bei Hochdruckwetterlagen für den Raum Bruck a.d. Mur.

Zeitbereiche mit Murtalabwind und häufigem Hochnebel (Obergrenzen bei 1000 m ü.d.M.); somit deutliches Überwiegen von freien Inversionen mit Mischungsschichthöhen von 400 - 500 m; Immissionsbelastung am Boden mäßig (im Sommerhalbjahr gering), an Hanglagen innerhalb des Nebels durch auskämmende Wirkung des Waldes stärkere Belastung.

Abschnitte mit meist ganztägigem Murtalabwind ohne Nebelauflösung; bei trocken-kaltem Hochdruckwetter aber auch tagsüber schwache Talaufwindströmung ohne Auflösung der Inversion - dadurch hohe Immissionsbelastung auch am Boden.

(( )) Zeitbereiche des Windrichtungswechsels; am Vormittag Auflösung der Inversion

Talaufwind, Inversion aufgelöst, Schichtung neutral bis schwach labil, geringe Schadstoffbelastung der Luft.

Talaufwind ausgeprägt - Windgeschwindigkeitsmaximum ('Max.' in der Abb.); gute Durchlüftung, geringe Immissionsbelastung mit Ausnahme der nahe an Großemittenten gelegenen Gebiete.

mit Obergrenzen bis 700 m). Dies gilt im übrigen in erhöhtem Maß für das Gratkorner und das Passailer Becken.

Als Beispiele für den tageszeitlichen Ablauf der Ausbreitungsbedingungen und der daraus resultierenden Immissionsverteilung werden die Ergebnisse der Immissionsmeßfahrten an einem Tag mit starker Inversion (bis zu 20 °C Temperaturzunahme von 400 auf 1100 m ü.d.M.) gewählt (Abb. 11, 12). In der Karte für die Verteilung ist deutlich der Einfluß des Hausbrandes zu erkennen (analog zur Abb. 3), während mittags nach Winddrehung und Abschwächung der Inversion im untersten Teil die Kraftwerksfahne Hänge nördlich von Köflach-Piber beaufschlagt und sehr hohe Immissionen verursacht. Aus den Immissionsmeßfahrten in Voitsberg und auch im Knittelfelder Becken sowie aus immissionsklimatologischen Überlegungen läßt sich der Schluß ziehen, daß der Einfluß des Hausbrandes im wesentlichen auf die ersten 50 - 100 Höhenmeter über Grund beschränkt bleibt ('Hausbrandschicht', Abb. 3), hingegen die Kraftwerke und Industrieanlagen mit den größeren Quellhöhen ihrer Rauchgasfahnen auf die Hanglagen einwirken. Typisch für die Verhältnisse am Morgen bei stark stabiler Schichtung ist die Widerspiegelung der Siedlungsgebiete, in denen sich die Einheizphase gerade in vollem Gang befindet und der Hausbrand für die teilweise recht hohen Werte (bis 0.6 mg SO_2/m^3 als Mittelwert über das Meßintervall von fast 2 Stunden) verantwortlich zeichnet. Die Abgase aus dem Kraftwerk hingegen erreichen eine wesentlich größere Quellhöhe (ca. 300 über Grund), werden dann mit dem Randgebirgswind nach Osten verfrachtet und leisten somit keinen Beitrag für die Immissionsverhältnisse am Boden. An der Beckensohle ist die Durchlüftung nach dem Erlöschen des Kainachtalabwindes, der durch die Enge von Krems ohnedies in seiner Funktion als Lufterneuerer

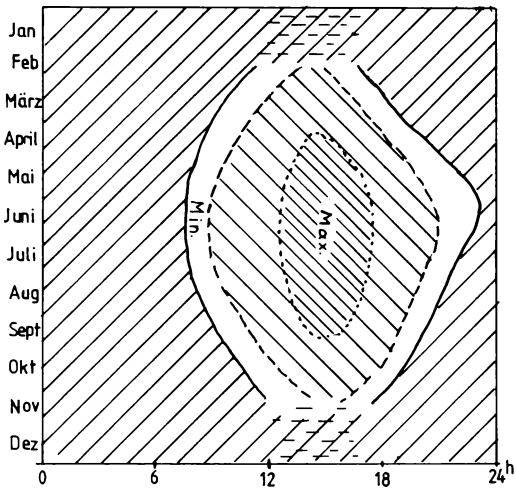


Abb. 10: Schema der autochthonen Ausbreitungsbedingungen bei Hochdruckwetterlagen für das Voitsberg-Köflacher-Becken.

Zeitbereiche, die vom Kainachtalabwind mit stabiler bis stark stabiler Schichtung beherrscht werden. Immissionsbelastung im wesentlichen nur durch Hausbrand; im Winter am Abend sinkende Belastung durch den Kaltluftabfluß, am Morgen rascher Anstieg der Werte auf Grund der Anheizphase.

Talwindsystem durch Hochnebelperioden im Vorland oft tagelang nicht ausgebildet (ganztägig überwiegend östliche Winde); Anreicherung des Hochnebels mit Schadstoffen und Belastung der Hänge, vor allem bei Obergrenzen bis 1000 m (Mischungsschichthöhen 400 - 500 m)

Zeitbereiche des Windrichtungswechsels; am Vormittag Auflösung der Inversion, im Winter nur Abschwächung und Anstieg der SO_2-Werte; am Abend Neubildung der Inversion

Zeitbereiche mit Kainachtalabwind aus SO, Inversion generell aufgelöst - mit Ausnahme des Spätherbstes und Winters (meist 'Abhebung' der Inversion, dadurch z. T. hohe Immissionsbelastung im Westen und Norden des Beckens).

Talaufwind stark ausgeprägt, häufig vom Antirandgebirgswind überlagert; gute Durchlüftung bei labiler Schichtung.

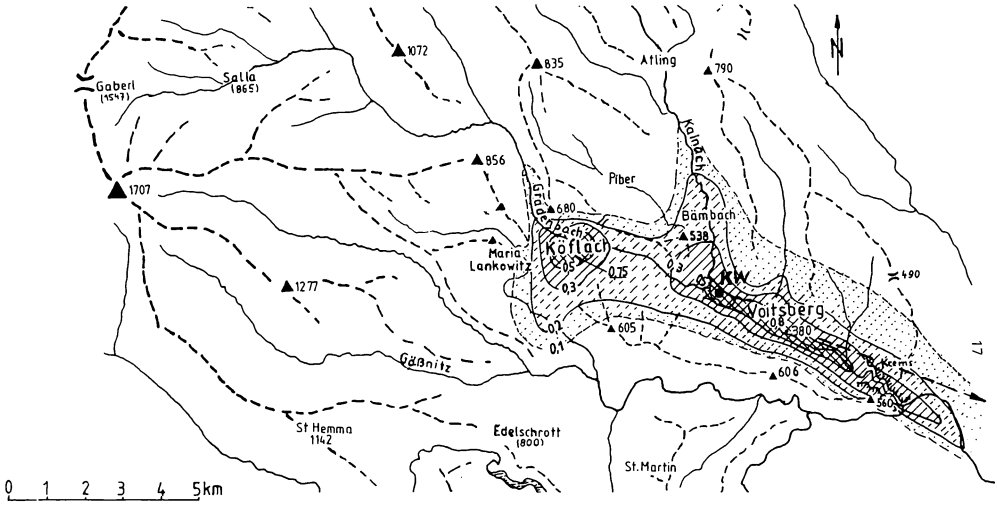


Abb. 11: Typische Immissionsverteilung am Morgen und am frühen Vormittag bei kräftiger Bodeninversion und Kainachtalabwind (an der Beckensohle nur schwacher Talabwind bzw. Calmen).
Die Werte stellen Linien gleicher SO_2-Konzentrationen am Boden in mg/m^3 dar und sind als Mittelwerte über ein Zeitintervall aufzufassen, wobei bestimmte Strecken und Profile mehrmals befahren wurden. Immissionsmessung durch das Bundesinstitut für Gesundheitwesen am 14.1.1982 8.50 - 10.40 Uhr (STRUWE, SPRINZL 1982)

KW Ausbreitungsrichtung der Kraftwerksfahne.

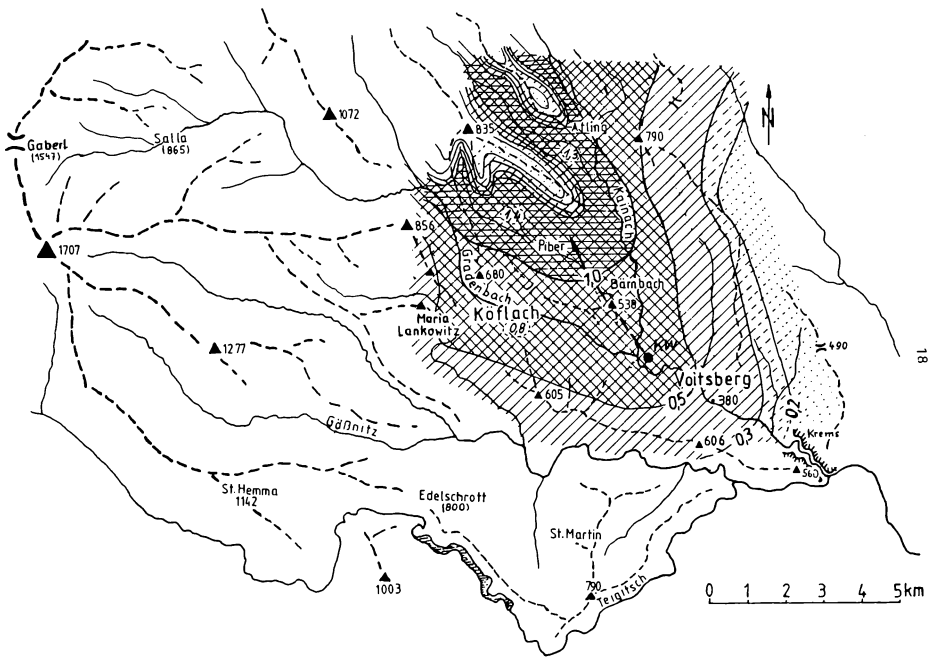


Abb. 12: Typische Immissionsverteilung bei schwachem Talaufwind aus Südost und starker, nur im untersten Teil abgeschwächter Inversion.
Datum: 15.1.1982, 11.00 - 13.00 Uhr

stark geschwächt wird (Kaltluftstau), sehr gering und die Immissionsmeßstationen in Köflach und Voitsberg verzeichnen am Vormittag steile Anstiege der SO_2-Werte. Wenn dann endlich der Talaufwind zögernd einsetzt, wird zunächst die durch den Hausbrand belastete Luft nach Norden und Nordwesten verfrachtet, wodurch im Südosten des Beckens (Voitsberg) eine Entspannung der Situation eintritt. Allerdings ändert nun auch die Kraftwerksfahne ihr Ausbreitungsverhalten und driftet, in der vertikalen Ausbreitung nach oben durch die Inversion behindert, in Richtung Köflach-Piber, wo hauptsächlich die Hanglagen zwischen 600 und 800 m Seehöhe beaufschlagt werden; für die tieferen Lagen ist eine Überlagerung der 'Hausbrandschicht' mit dem Einfluß der Emissionen aus dem Kraftwerk anzunehmen. Die Immissionen erreichten in den Meßintervallen sehr hohe Werte (zwischen 1 und 1.3 mg SO_2/m^3 in Abb. 12). Am Nachmittag nimmt das Volumen der verunreinigten Luftschicht zu, da ja mit dem Talaufwind fortwährend Luft aus dem Vorland in das Becken eindringt. Mit dieser Zunahme auf 300 - 400 m Mächtigkeit sinken am Nachmittag die Immissionskonzentrationen im Becken, die von den Immissionen erfaßte Fläche erstreckt sich aber nun über weite Teile des Beckens meist bis in eine Seehöhe von 800 - 900 m, wobei der Abschnitt Edelschrott - Maria Lankowitz am meisten betroffen wird. Am Abend mit beginnender Kaltluftproduktion und daraus resultierenden Hangabwinden bessert sich dann die Situation wieder zusehends. Die Talabwinde führen schließlich auch zu einer markanten Abnahme der Konzentration während der Nachtstunden.

Für den Raum Graz und seine Durchlüftung spielen der Murtalabwind und die Seitentäler im Osten eine entscheidende Rolle. Mit dem Murtalabwind gelangen bei der Weinzödlbrücke ca. 500 000 m^3/s (als mittlerer Schätzwert) 'Frischluft' in das Stadtgebiet, was zweifellos ein Vorteil etwa gegenüber den Tallagen im Voitsberg-Köflacher-Becken bedeutet. Bei einem geländeklimatisch-lufthygienischen Vergleich der Parameter Durchlüftung und Inversionshäufigkeit (WANNER 1980) schneidet das Ballungsgebiet Voitsberg-Bärnbach wegen der abgeschlossenen Beckenlage am schlechtesten ab, gefolgt von Fohnsdorf auf Grund seiner geschützten Beckenrandlage und Deutschlandsberg in Randgebirgsfußlage. Relativ günstig sind die Verhältnisse für den Raum Judenburg (Talausgangslage mit besserer Durchlüftung, geringerer Nebelhäufigkeit) zu beurteilen, wenngleich sich mitunter noch Kraftwerkseinfluß (ÖDK Zeltweg) um die Mittagsstunden bei schwach entwickeltem Talaufwind bemerkbar macht (STRUWE, SPRINZL 1982). Der bereits erwähnte Rhythmus im Tagesgang der Immissionsbelastung trifft auch für Graz zu, da sich schon in den Nachtstunden auf Grund der Temperaturunterschiede zwischen der Stadt mit 'Wärmeinsel' und dem kalten Grazer Feld Flurwinde einstellen, die von Süden kommend den wärmeren Murtalabwind unterfahren und weit nach Norden vordringen können. Besonders am Morgen und am Vormittag wird dann allerdings mit dem Einheizen (Emissionsmaximum beim Hausbrand) relativ stark belastete Luft nach Norden verfrachtet, wo es durch die Orographie bedingt zu Staueffekten kommt. In weiterer Folge fließt zwar ein Teil Richtung Norden durch die Enge von Raach in das Gratkorner Becken, gleichzeitig schiebt sich auch die verunreinigte kältere Luft weit in die Seitentäler hinein (Stattegg, Mariatrost), bis schließlich ein Überfließen über den Rannachausläufer bei St. Veit, aber auch im Westen der Stadt (Einöd) erfolgt. Am Abend mit dem Einsetzen des Talabwindes wird zunächst noch vorbelastete Luft nach Graz geführt, die ja während des Tages nach Norden transportiert worden ist; erst dann sinken die Immissionskonzentrationen deutlich bis zum nächtlichen Minimum ab, wobei der Einfluß der Leykam auffallend gering bleibt (Registrierung der Meßstelle Graz-Nord Umspannwerk).

Anschließend sei noch ein Überblick über den Zusammenhang Talabwind und Temperaturschichtung (Struktur von Inversionen) an Hand von Beispielen aus dem Murtal gegeben (Abb. 13). Im Lungau sind nach den Messungen von EKHART (1949) und Beobachtungsfahrten mächtige Inversionen mit Talnebelbildung (bis zu 200 m mächtig) durchwegs die Regel. Es folgt dann ein Abschnitt bis in den Raum Judenburg, der als ausgesprochen nebelarm anzusehen ist und generell durch eine Gliederung in einen bodennahen Bereich mit stark stabiler Schichtung, dem darüber befindlichen mächtigen Talabwindkörper und einer anschließenden Zone mit starkem Temperaturanstieg bis zur Inversionsobergrenze (meist in ca. 700 - 800 m über Grund) charakterisiert werden kann. Im Knittelfelder Becken nimmt die bodennahe Kaltluftschicht mit häufigem Talnebel stark an Bedeutung zu; dies betrifft vor allem den östlichen Teil des Beckens. Im vertikalen Aufbau der Inversionen läßt sich zumeist eine Staffelung der Temperaturzunahme feststellen. Der Bereich mit dem Murtalabwind (Zone II) weist dabei die geringste Stabilität auf ; die Zone mit der stärksten Temperaturzunahme (Übergangszone III) verhindert ein weiteres Aufsteigen der Rauchgasfahne aus dem ÖDK-Zeltweg. Im Winter bleibt diese Zone auch tagsüber als Sperrschicht erhalten, wobei oberhalb von ca. 1100 m ü.d.M. eine deutliche Abnahme der Immissionsbelastung für die Wälder und damit deutlich geringere Schwefelgehalte in den Fichten zu beobachten sind. Die wärmste Zone (IV, Obergrenze der Inversion) liegt im Winterhalbjahr am häufigsten bei 1500 m ü.d.M. Ab Kraubath beginnt der Abschnitt, wo die Hochnebelbildung mit dem Talabwind konform geht, ein Vorgang, der vermutlich durch den Rückstau aus dem Raum Bruck begünstigt wird und einem 'Abheben' des Talnebels gleichkommt. Die Kaltluft wird noch weit in das Liesingtal hinein zurückgestaut, wobei der

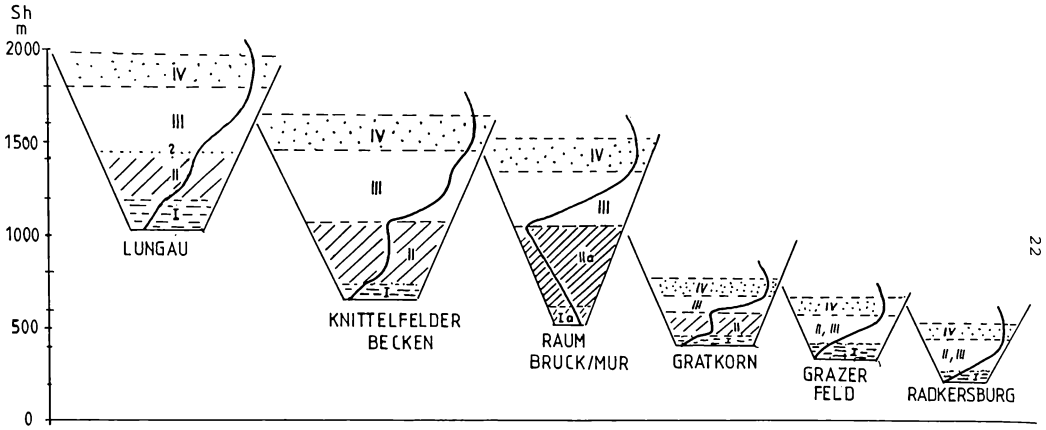


Abb. 13: Aufbau der Inversionen mit Zonengliederung bei Hochdruckwetterlagen im Murtal vom Lungau bis Bad Radkersburg unter Berücksichtigung des Murtal-abwindes und des für den jeweiligen Talquerschnitt typischen Temperaturprofiles.

ZONE I : bodennahe Kaltluftschicht, meist durch 'in situ' gebildete Kaltluft bedingt, unabhängig vom Murtal-abwind, sehr hohe Inversionsbereitschaft (an 80 - 90 % aller Tage zum Morgentermin Inversion); mit Ausnahme des Murtales westlich von Judenburg oft mit Talnebel gekoppelt (betrifft vor allem das Grazer und Leibnitzer Feld);
Zone I fehlt in Abschnitten mit starkem Einfluß des Murtalabwindes und daraus resultierendem Durchgreifen desselben bis zum Boden (speziell im Abschnitt Gratkorn-Bruck)

ZONE Ia : bodennahe Kaltluftschicht nur in wenigen Nächten ausgebildet, besonders im Hochwinter bei tiefen Temepraturen.

ZONE II : Abschnitt mit generell nur geringer Temperaturzunahme, z. T. sogar Temperaturabnahme (z. B. Gratkorner Becken); wird vom Murtalabwind beherrscht;

ZONE IIa: häufig Hochnebel mit Temperaturabnahme bis zur Nebelobergrenze.

ZONE III: Abschnitt mit der stärksten Temperaturzunahme und schwachen, überwiegend noch talabwärts gerichteten Strömungen; im Murtal südlich von Graz keine genaue Unterscheidung zwischen Zone II und III möglich.

ZONE IV : wärmste Zone, gleichzeitig Abschnitt mit nur noch geringer Inversionshäufigkeit (10 - 20 %, n. LAZAR 1980); häufigster Bereich der Inversionsobergrenze; schwache, meist durch die Bodendruckverhältnisse bedingte Winde.

Nebel spätestens bei Mautern wieder als mächtiger Talnebel ausgebildet ist, der auch das Becken von Trofaiach bedeckt. Mitunter reicht der Nebel noch bis Kalwang, westlich davon schließt sich eine relativ nebelarme Zone bis zum Schoberpaß an. Nur bei mächtigeren Hochnebeln bzw. solchen in Verbindung mit Tiefdruck im Mittelmeerraum (mehrschichtige Bewölkung) erfolgt ein Überströmen des Schoberpasses. Wie Satellitenaufnahmen (KRAMES 1984) eindrucksvoll zeigen, dringt der Hochnebel weit in das Aflenzer Becken ein, und der Semmering bildet oft eine scharfe Grenze zum nebelfreien östlichen Alpenvorland. Die kälteste Zone trifft man häufig an der Obergrenze des Hochnebels bei 950 bis 1100 m ü.d.M. an und nicht etwa an der Talsohle wie in den Talabschitten außerhalb des Hochnebels. Es gibt demnach keine 'warme Hangzone', sondern eine 'Gunstzone' im Bereich der Oberhänge und Kammlagen in 1300 bis 1500 m ü.d.M. Bemerkenswert ist allerdings, daß bei tiefen Temperaturen im Hochwinter und längere Andauer einer Hochdruckwetterlage wie beispielsweise im Jänner 1985 die genannten Talabschnitte keinen Hochnebel aufwiesen, sondern nur Talnebel bzw. überhaupt nebelfrei waren und somit lokal nur wenig höhere

Temperaturen verzeichneten als etwa Zeltweg. Beobachtungsfahrten in den vergangenen Wintern, speziell im strengen Jänner 1985 bestätigten dies. Sehr beständige Hochdruckwetterlagen mit Hochnebeln im Vorland, die den Murtalabwind blockieren, führen generell eher nur zu Talnebel (mit Auflösung tagsüber wie etwa im November 1978). Hier sind noch weitere Untersuchungen notwendig, um stichhaltige Begründungen für diese Prozesse zu erhalten, die für die Schadstoffausbreitung von großer Relevanz sind.

Im weiteren Verlauf des Murtales sei auf die rasche Verlagerung der wärmsten Zone nach unten hingewiesen (Mächtigkeit der Inversionen im Vorland schließlich nur noch 250 - 300 m, Ausnahmen nur im Hochwinter); im Raum Radkersburg-Klöch trifft man die 'warme Hangzone' in ca. 400 - 450 m ü.d.M. an.

Literatur

EKHART E., 1949: Über Inversionen in den Alpen. Met. Rundschau 2: 153-159.

KOLB H., 1976: Immissionsklimatologie des Aichfeldes. Teil 1. Publ. Lehrkanzel theor. Meteorol. Univ. Wien 16.

LAZAR R., 1980: Lokalklimatische Studie in der Region Aichfeld - Murboden. Graz: 205 S.

LAZAR R., 1981: Mächtigkeit und Inversionen in einem ostalpinen Becken und ihre Erfassung durch Stationsprofile bzw. Meßflüge. Wetter Leben : 17 - 26.

KRAMES K., 1984: Informationen höchstauflösender Multispektralaufnahmen von Erderkundungssatelliten über dne Transport von Schadstoffen im Flachland und im Gebirge. Med. Meteorol. 1: 14 - 17.

REUTER H., 1974: Diagramme zur Bestimmung der Maximalimmissionskonzentration eines Schadstoffes bei vorgegebenen Emissionsdaten und verschiedenen Ausbreitungsbedingungen. Publ. Lehrkanzel theor. Meteorol. Univ. Wien 10.

SCHNOPFHAGEN K.S., 1980: Großräumige Erhebung von Immissionszonen mit Infraredfilm in der Steiermark. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. 131: 33 - 43.

STRUWE W., SPRINZL G., 1982: Messungen der SO_2-Verteilungen in der Region Aichfeld-Murboden. Wien (Öst. Bundesinst. f. Gesundheitswesen).

WAKONIGG H., 1978: Witterung und Klima in der Steiermark, Graz: 473 S.

WALDSCHUTZSYMPOSIUM 1985: Tagungsbericht mit den Bioindikatorergebnissen als Kartenbeilage, Graz (Amt Steiermärk. Landesreg. Fachabt. Forstwesen): 120 S.

WANNER H., 1980: Das Projekt "Durchlüftungskarten der Schweiz". Klima Planung [Schweiz. Naturf. Ges.] 79: 171-176.

Adresse:

Dr. R. Lazar
Abt. f. Klimageographie
Institut für Geographie
Karl-Franzens-Universität
Universitätspl. 2/II

A-8010 Graz

Erhöhung des Bewölkungsgrades über den Ostalpen durch Kondensationsstreifen – anthropogene Cirren – resultierend aus dem Luftverkehr

Heinz Kaminski

S y n o p s i s

The observation of condensation trails resulting from air traffic is only possible by means of satellites if consequences in a large area are to be shown. The classical and only periodical observations from the ground - especially in the spectral range of the visible light - are not able to help with the determination of the real extent of additional clouds caused by air traffic.
Resulting from a multitude of effects an activity in the period of June 1980 to January 1984 concerning the area of the Eastern Alps is selected. The genetic compound and long-term persistence of primary and secondary condensation trails - anthropogene cirrus - is shown by terms of a series of satellite photos.
This relevant increase of the natural clouds demands a systematic and critical observation of those anthropogene clouds and their effect on the biosphere. That needs a permanent observation of those phenomena known as condensation trails by means of meteorological stations especially as there is the possibility of an increase of rainfall beside the clouding. (Seeding of lower clouds by ice-crystals of the condensation trails.)
For example the additional clouding has the result of reducing stages of exposure on the photometer. This reduction can go up to 2 stages of exposure. It is indispensable to quantify this effect for Western Europe to give recommendations - in the European political community - of how civil and military air traffics in their present expanding activities might lead to a hardly increasing anthropogene cloud formation. The author's investigations up to now have shown that variable air way heights - depending on certain meteorological parameters - can be able to help reducing additional anthropogene cloud formation. For that the flying heights of the air ways accross the Eastern Alps - the Federal Authority for Air Traffic states the flying heights from 9000 - 12000 m - do not offer enough clearence yet. Such a way to reduce the amount of additional cloud formation despite of the expansive air traffic will get more and more important for the environment, its appropriate treatment and the quality of life depending on this in Europe.
Further investigations are only possible with environment research satellites of the NOAA series respectively satellites with a comparably high repetition rate and multispectral sensor technique. This investigation is to help to understand the problem and point out at the ecological relevance of an anthropogene factor which stresses the environment and has been recognized to little so far. This is especially important for air ways leading over significant ecological areas like the Alps or the densely crowded, industrialized areas which are stressed above average.
Those experience a further reduction of solar radiation due to the additional clouding. Finally it shall again be pointed at the necessity to register additionally condensation trails via synoptical observations by meteorological stations.

Condensation trails, Eastern Alps, satellite imagery.

1. Einführung

Die seit 1961 für meteorologische Aufgaben eingesetzten Satelliten sind sowohl hinsichtlich des Auflösungsvermögens als auch bezüglich der Sensorwahl wesentlich weiterentwickelt worden, so daß sie auch für allgemeine Aufgaben der Umweltforschung eingesetzt werden können.

Besonders im Bereich der Belastung der Atmosphäre durch den Luftverkehr kommt es auf einen großräumigen Überblick an. Die Einbeziehung des thermalen Infrarotspektralbereiches von 10.5 - 12.5 Mikron neben dem sichtbaren Bereich bringt eine zusätzliche Erweiterung der Beobachtungsmöglichkeiten.

So wurde schon 1974 von WINIGER et al. ausgewiesen, daß die Ausdehnung der 'thermalen Infrarotwolken' um ein Vielfaches größer ist als die Ausdehnung von Wolken, die im Spektralbereich von 0.6 - 0.7 Mikron erfaßt werden. Dieses Ergebnis muß bei der Bewertung klassischer Bodenbeobachtungen berücksichtigt werden. Durch die Untersuchungsmethode mit Hilfe von Satellitendaten werden nicht nur die primären Kondensationsstreifen, sondern auch ihre möglichen Folgeerscheinungen erfaßt. An die Stelle einer 'monospektralen' Phänomenologie tritt eine 'multispektrale', um den realen Umfang der Phänomene und ihre objektiven Auswirkungen auf die Umwelt zu determinieren.

2. Abgrenzungskriterien von natürlichen und anthropogenen Cirren

Eingangs sei festgehalten, daß es nur selten einen direkten Beweis für eine genetische Verknüpfung von streifenartigen Wolken und Flugzeugcirren in VHRR-Bildern gibt, da nur für Sonderfälle synchrone Beobachtungen vorliegen. Gleicherweise gibt es aber nach dem heutigen Kenntnisstand keinerlei begründete Gegenkriterien, aus denen man zweifelsfrei schließen könnte, dieser oder jener Wolkenstreifen im Satellitenbild sei *kein* anthropogenes Kondensationsprodukt.

Die vorgenannten Kriterien zwingen zu folgender Methodik bei der Identifizierung von Kondensationsstreifen: Im Vordergrund haben optische Plausibilitätsgründe zu stehen. Meteorologische Kriterien, die in ihrer Vielfalt, Art und Tragweite nicht erschöpfend bekannt sind, dürfen, was die Selektion betrifft, nur insofern herangezogen werden, als sie in 'echten' Zweifelsfällen eine nur positive Entscheidungshilfe darstellen. In Zweifelsfällen, bei denen Streifen offensichtlich in natürliche Cirrusstrukturen integriert werden können,sollte bei der Auswertung selbstverständlich nich 'pro' Kondensationsstreifen entschieden werden (vgl. Abb. 5).

3. Genese von Kondensationsstreifen

Kondensation von Wasserdampf kommt in der Luft häufig in den Unterdruckgebieten rund um ein Flugzeug vor. Jedoch entsteht ein richtiger Kondensationsstreifen (condensation trail) auf diese Art nur selten.

Die Hauptursache für die Bildung von Kondensationsstreifen ist im Kondensationskernangebot und im Wasserdampf zu sehen, der in den Auspuffgasen der Antriebe und in der Troposphäre enthalten ist. Manchmal bleibt ein Kondensationsstreifen nur kurze Zeit erhalten, manchmal auch für einen langen Zeitraum. Der Grund zur Erhaltung des Kondensationsstreifens liegt in der Umwandlung der Wolkenteilchen zu Eis. Am einfachsten kann man sich von diesen Vorgängen ein Bild machen, wenn man die Beziehung von Kondensationshöhe (condensation level) zur Eisverdampfungshöhe (ice evaporation level) betrachtet.

Die maximale Wasserdampfmenge, die ohne Kondensationsvorgänge in einem gegebenen Luftvolumen vorhanden sein kann, hängt hauptsächlich von der Lufttemperatur ab und verringert sich bei Temperaturabnahme. Wird Luft abgekühlt, so tritt Kondensation ein, wenn dieses Maximum erreicht ist; die Luft ist dann gesättigt. Wichtig ist aber, daß in wolkenfreier Luft immer Kondensation zu Wassertröpfchen erfolgt, nie zu Eiskristallen. Liegt die Temperatur unter dem Gefrierpunkt, so sind die Tröpfchen unterkühlt. Eiskristalle bilden sich nicht in klarer Luft, auch wenn Sättigung erreicht ist. Um Eiskristalle entstehen zu lassen, ist zuerst Kondensation zu Wassertröpfchen erforderlich. Dann müssen diese Tröpfchen gefrieren. Es kann auch Kondensation an einer schon bestehenden Eisoberfläche eintreten (Sublimation). In der Atmosphäre tritt Abkühlung am häufigsten durch adiabatische Ausdehnung ein, die erfolgt, wenn Luft durch Aufwärtsbewegung unter geringeren Druck kommt. Dabei kann die Wasserdampfmenge in einem bestimmten Luftvolumen wie folgt beschrieben werden: Man bestimmt die Druckfläche, in die das Luftvolumen gebracht werden muß, damit Sättigung eintritt und somit die Kondensation zu Wassertröpfchen beginnen kann. Die Höhe dieser Druckfläche ist die Kondensationshöhe bzw. das songenannte Kondensationsniveau.

Die Auspuffgase eines Flugzeuges sind warm und feucht. Sie können soviel Feuchtigkeit enthalten, daß, wenn sie durch Strahlung und Mischung mit der umgebenden Luft abgekühlt werden, diese Mischung Sättigung erreicht und sich so Wolken bilden. Ist das der Fall, so tritt dies in der Regel 30 - 60 m hinter dem Flugzeug auf. Aber es kann auch sein, daß die Tröpfchen wieder verdampfen und der Kondensationsstreifen verschwindet, wenn die Mischung mit der nicht gesättigten umgebenden Luft immer weiter fortschreitet. Es entsteht dann ein nicht beständiger Kondensationsstreifen von etwa einer halben Minute Lebensdauer. Über Eiskristallen herrscht ein geringerer Dampfdruck als über Wassertröpfchen. Sind daher in einer Luftmasse, die gerade gesättigt ist, Eiskristalle und Wassertröpfchen zusammen vorhanden und liegt die Temperatur unter 0 °C, so ist die Luft in bezug auf die Eiskristalle übersättigt. Der Wasserdampf wird an den Eiskristallen kondensieren. Besteht eine Wolke nur aus Eiskristallen, so wird sie bei Erwärmung erst dann verdampfen, wenn sie nicht mehr in bezug auf Eis gesättigt ist. Am besten nimmt man bei der Betrachtung des Problems die Eisverdampfungshöhe zur Hilfe. Es ist die Höhe, zu der die Luft herabtransportiert werden muß (und dabei adiabatisch erwärmt wird), damit etwa vorhandene Eiskristalle zu verdampfen beginnen. Dieses Niveau liegt unterhalb der Kondensationshöhe. So kommt es, daß Luft bei einer Aufwärtsbewegung zuerst die Eisverdampfungshöhe, später die Kondensationshöhe erreicht, wo sich die Wolken zu bilden beginnen. Verwandeln sich diese Wolken dann zu Eiswolken (Cirren) und kommen anschließend wieder zum Absinken, so verdampfen die Eiskristalle erst vollständig, wenn sie bis zur Eisverdampfungshöhe herabgesunken sind.

In der Luftschicht zwischen der Eisverdampfungshöhe und Kondensationshöhe wird ein Kondensationsstreifen, der aus Eiskristallen zusammengesetzt ist, bestehen bleiben und die Eiskristalle werden noch etwas anwachsen, während ein Kondensationsstreifen aus Wassertröpfchen verdampfen wird.

Der Betrag des Abstandes zwischen Kondensations- und Eisverdampfungshöhe ist eine nicht lineare Funktion der Temperatur, d. h. je größer die Höhe bzw. je tiefer die Temperatur, desto größer ist dieser Abstand. Dies gilt natürlich nur für alle Höhen unterhalb der eine Inversion darstellenden Tropopause, der Grenzfläche zwischen Tropo- und Stratosphäre.

4. Der Einfluß unterschiedlicher Spektralbereiche auf die Erkennung und quantitative Erfassung der relativen Wolkenbildung

Die Erfassung von Kondensationsstreifen mittels thermaler Infrarot-Sensoren in der Troposphäre gestattet es, die Verteilung von Kondensationsstreifen, ihr Auftreten und ihre Persistenz im großräumigen Verbund und die Auswirkung dieses anthropogenen Wolkenbildungsfaktors auf die Troposphäre und deren Grenzbereiche zu determinieren.

Bei KAMINSKI 1977 wird ausgewiesen, daß die Verwendung unterschiedlicher Spektralbereiche, z. B. 3.4 - 4.1 Mikron bei NIMBUS, 10.5 - 12.5 Mikron bei ITOS und NOAA, sowie 0.3 - 3.0 Mikron bei METEOR, zu unterschiedlichen Werten bei der Berechnung der relativen Wolkenbedeckung führt und daß diese Wolken in verschiedenen Spektralbereichen eine unterschiedliche Transparenz aufweisen. Die Ausdehnung der Wolken im Spektralbereich von 0.3 - 3.0 Mikron und 10.5 - 12.5 Mikron ist um ein Vielfaches größer als im Bereich 0.6 - 0.7 Mikron. Eine nur monospektrale Beobachtung der Kondensationsstreifen im Bereich 0.6 - 0.7 Mikron würde die meisten nicht erfassen. Durch die Verwendung des thermalen Infrarotbereiches 10.5 - 12.5 Mikron werden Kondensationsstreifen auch unabhängig von der Tageszeit erkennbar. Eine künftige Verwendung weiterer Spektralbereiche im sichtbaren oder thermalen Infrarotspektrum erbringt sicherlich erweiterte Aussagemöglichkeiten über Kondensationsstreifen und ihre Auswirkungen.

5. Kondensationsstreifen und die Höhenvariation der Tropopause

Im Hinblick auf die Bildung von Kondensationsstreifen wurde eine mittlere Flughöhe von 10 000 m angenommen. Dieses Flugniveau entspricht der mittleren unteren Höhenlage der Tropopause über Mitteleuropa. Oberhalb der Tropopause, in der Stratosphäre, ist die Luft in der Regel sehr trocken (ca. 10 % relative Feuchte [RF] und geringer), wodurch die Voraussetzung für die Bildung ausgeprägter und persistenter Kondensationsstreifen nicht gegeben ist. Unterhalb der Tropopause befindet sich die wesentlich feuchtere Luft der Troposphäre. Sie ist durch Temperaturinversionen untergliedert, an deren Unterseiten die RF sprunghaft zu- und den Oberseiten ebenso wieder abnimmt.

Da die Feuchtemessungen in der oberen Troposphäre nicht zuverlässig sind, scheint ein Analogieschluß insofern statthaft, als man die sicher bekannten Feuchteverhältnisse an Inversionen der unteren und mittleren Troposphäre auf die Tropopauseinversion überträgt. Das bedeutet, daß unterhalb der Tropopause die RF noch einmal bedeutend zunimmt.

Nach vorstehenden Überlegungen kann angenommen werden, daß innerhalb einer etwa ca. 2 km mächtigen Schicht unterhalb der Tropopause beste Voraussetzungen für die Erzeugung von Kondensationseffekten durch die Abgase der Flugzeugtriebwerke bestehen.

Zwischen der Höhenvariation des Tropopausenganges und dem Auftreten von Kondensationsstreifen besteht eine vereinfachte Korrelation (KAMINSKI et al. 1977), und zwar in der Aussage:

hohe Tropopause = Auftreten von Kondensationsstreifen
niedrige Tropopause = Fehlen von Kondensationsstreifen

Das bedeutet, daß bei niedriger Tropopausenhöhe die Flugzeuge in der 'trockenen' Stratosphäre fliegen und sich keine persistenten Kondensationsstreifen bilden können, und daß bei hoher Tropopausenlage sich die Luftfahrzeuge in troposphärischen Schichten bewegen, deren RF und u. U. anthropogener Aerosolanteil die Entstehung persistenter Kondensationsstreifen ermöglicht. Hinzu kommt, daß eine tiefliegende Tropopause wärmer ist als eine hochliegende, was nach SCORER 1955 bedeutet, daß unter ihr die Schicht, in der sich persistente Kondensationsstreifen bilden können, weniger mächtig ist. Da die Feuchteverhältnisse in der oberen Troposphäre aber Schwankungen unterworfen sind, müssen nicht bei jedem Subtropopausenflug Kondensationsstreifen auftreten. Das Tropopausenkriterium ist allerdings sinnvoll und praktikabel.

6. Bildbeispiele

Aus der Vielzahl der Satellitenaufnahmen mit Kondensationsstreifen von Europa wurden hier einige für den Bereich der Ostalpen ausgewählt. Diese wurden mittels Radiosondenaufstiegen (Station 11035) korreliert und anschließend interpretiert. Aus diesen Meßdaten wurde die Höhe der Tropopause abgeleitet (siehe Abb. 8). Sie lag für diesen Raum in der Regel zwischen 10000 und 13000 m mit Minimalwerten von unter 10000 m am 6.5.1980 und 3.4.1982.

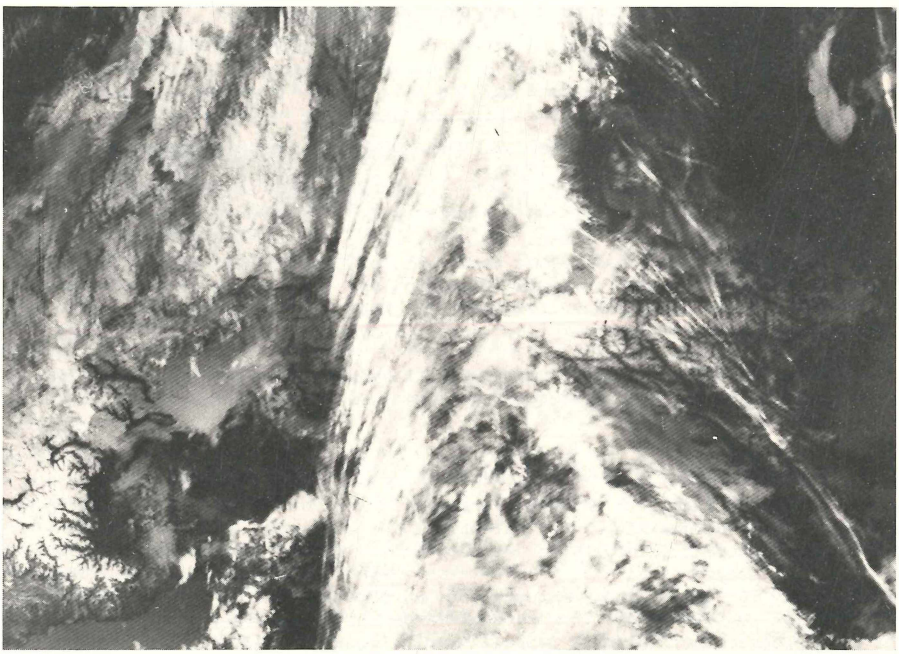


Abb. 1: Diese Aufnahme zeigt einen Ausschnitt Norditaliens und der Alpen zwischen Turin, Genua und Salzburg, Graz. (7.5.1980, 9.27 MEZ, NOAA 6, Rev. 4482)
Eine Anzahl von Kondensationsstreifen zeigt sich in dem Dreieck Bozen, Salzburg, Graz. Eine Übereinstimmung mit dem Luftweg München-Belgrad-Istanbul kann angenommen werden.

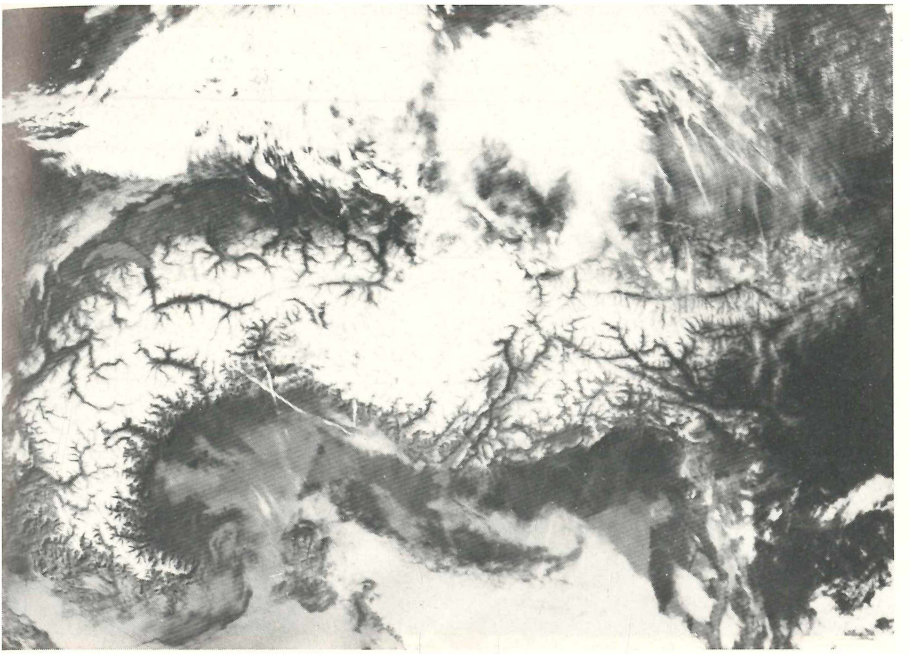


Abb. 2: Norditalien, Alpen, Österreich (27.3.1981, 9.43 MEZ, NOAA 6, Rev. 9090)
Zwei sich kreuzende Kondensationsstreifen nordwestlich Mailands, und größere Häufung nördlich Salzburg, Linz.

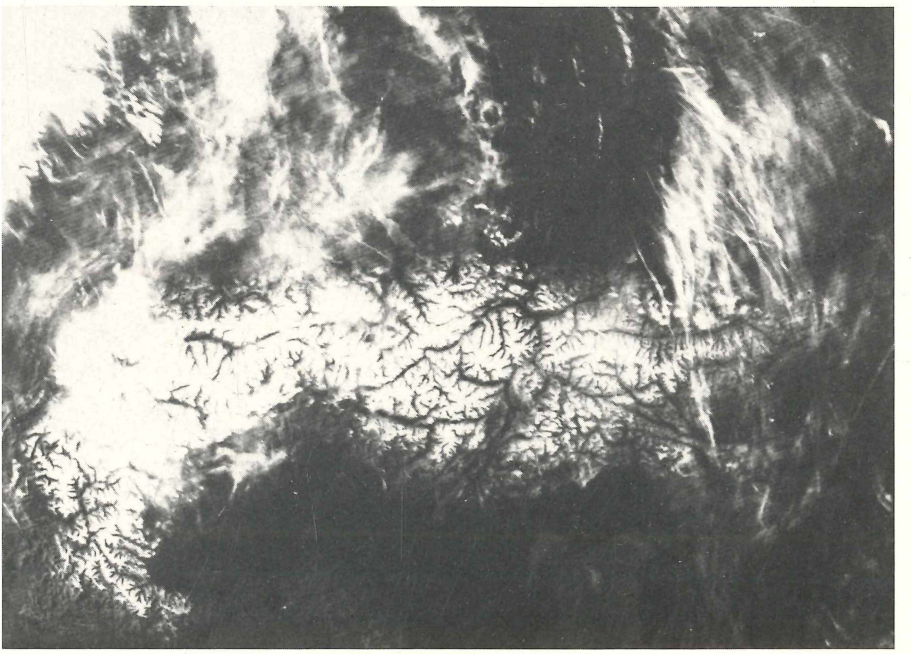


Abb. 3: Raum zwischen Linz und Rijeka (19.5.1981, 9.45 MEZ, NOAA 6, Rev. 9844)
Ebenfalls ausgeprägte Kondensationsstreifen im Raum Salzburg, Linz, die sich bis nach Hordjugoslawien hinziehn.

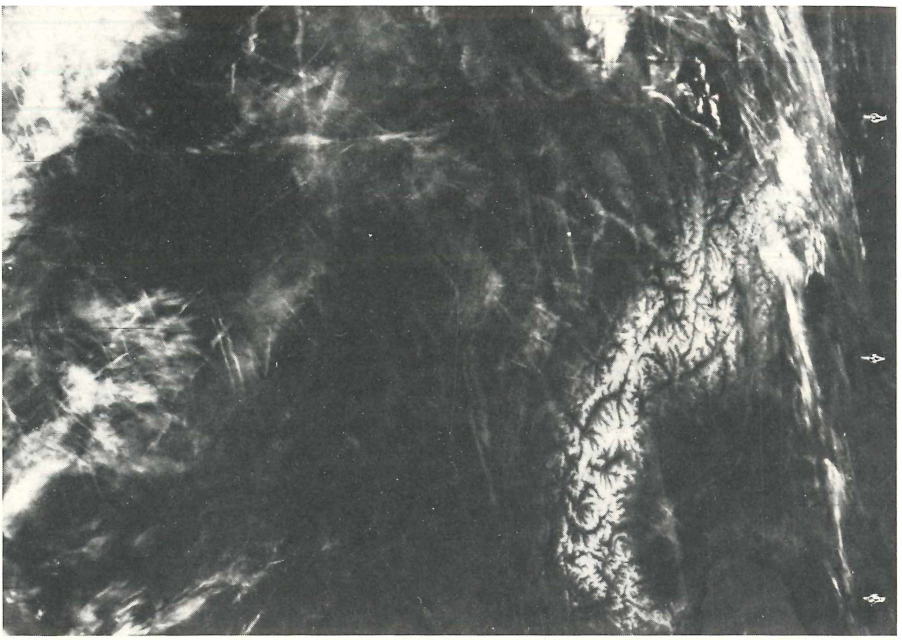


Abb. 4: Alpen, Frankreich, Beneluxländer (4.6.1983, 10.03 MEZ, NOAA 8, Rev. 961)
Erhöhte Streifenvorkommen im gesamten mittel- und westeuropäischen Raum. Konzentration im Raum Paris, Brüssel, Amsterdam. Durch starke Verzerrung der Aufnahme ist für den Ostalpenraum keine klare Aussage zu treffen.

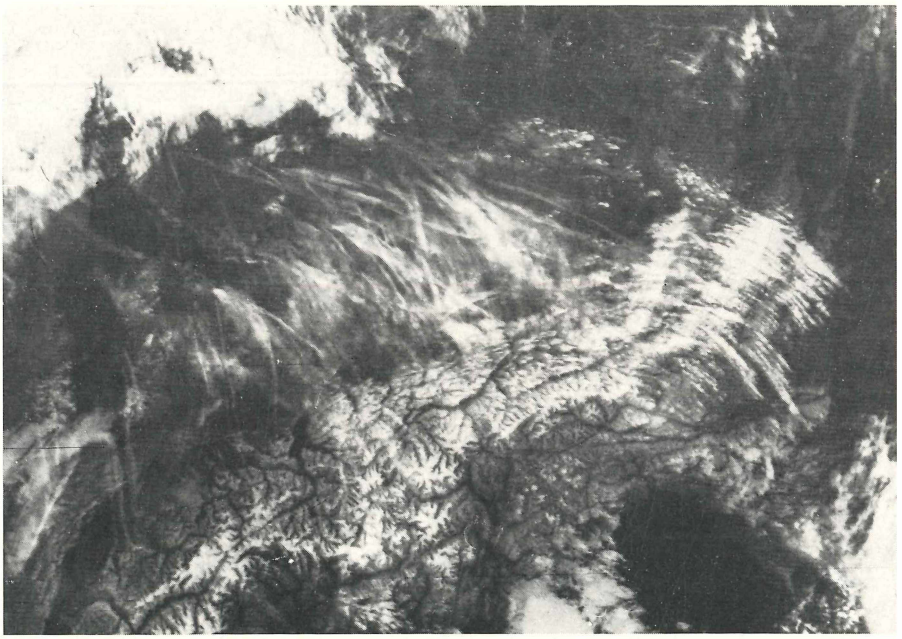


Abb. 5: Alpen, Süddeutschland (29.6.1983, 9.25 MEZ, NOAA 8, Rev. 1316)
Gehäuftes Auftreten von Kondensationsstreifen im süddeutschen Raum. Die Bewölkungsstreifen südlich der Linie Linz-Wien sind eindeutig als natürliche Cirren zu erkennen.



Abb. 6: Alpen, Süddeutschland, Ost-Frankreich (27.8.1983, 9.56 MEZ, NOAA 8, Rev. 2155)
Parallele Kondensationsstreifen zwischen München und Wien in Nord-Süd-Richtung.

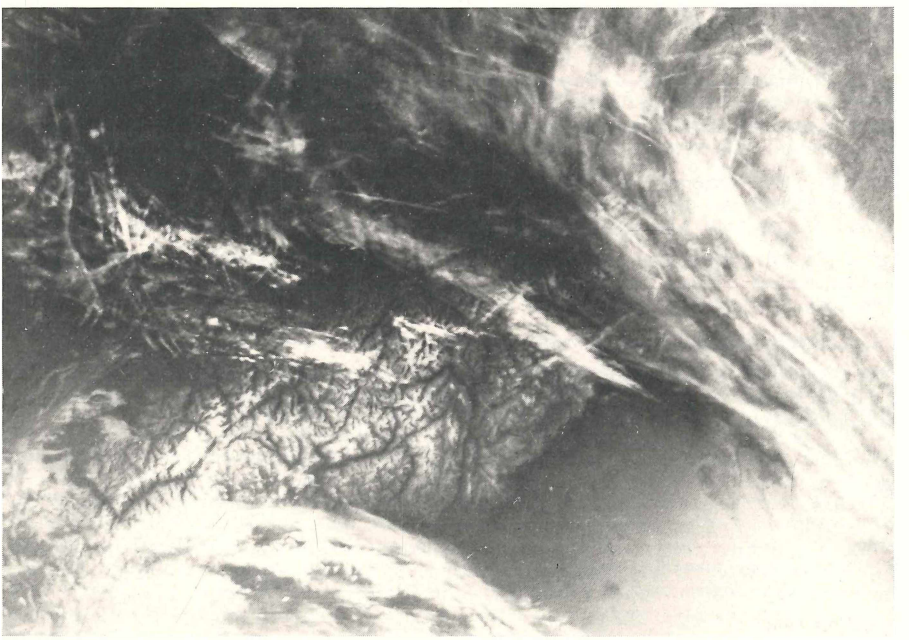


Abb. 7: Alpen, Österreich, Nord-Jugoslawien (28.8.1983, 9.35 MEZ, NOAA 8, Rev. 2169)
Stärkere mit Kondensationsstreifen durchsetzte Bewölkung im Ostalpenraum. Kondensationsstreifen in Nordwest-Südost-Richtung (Luftstraße München, Belgrad, Istanbul).

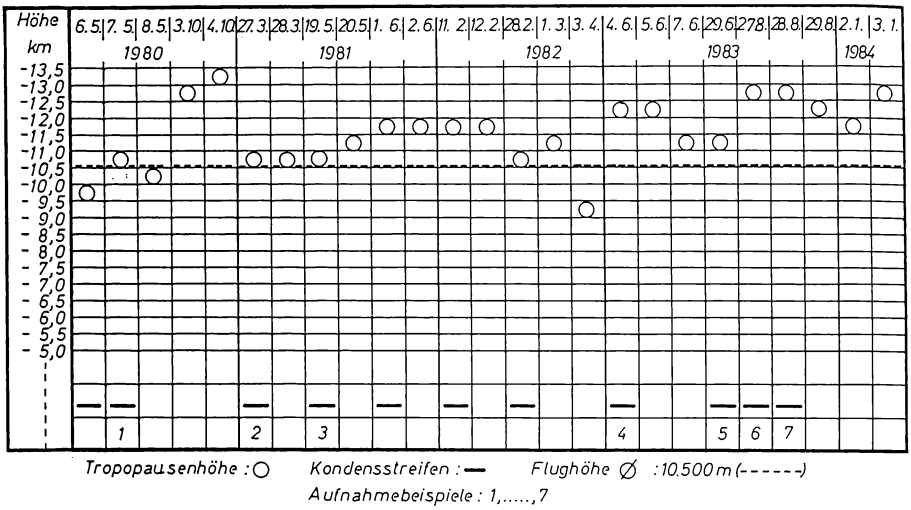


Abb. 8: Tropopausenhöhe und Kondensationsstreifen

Aus dem Vorhingesagten ist ersichtlich, daß Tropopausenhöhen von 10000 m und höher erste Voraussetzung für die Entwicklung von persistenten Kondensationsstreifen sind.

Ich danke der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik Wien für die Überlassung der Meßdaten von Radiosondenaufstiegen der Jahre 1980 bis 1984.

Literatur

KAMINSKI H., 1975: Europäische Luftverkehrsstraßen - ein anthropogenes Klimaelement. Astronautik 1: 14 - 15.

KAMINSKI H., 1977a: Atmosphärische Transparenz - Multispektralanalyse anhand von NOAA- und METEOR-Satellitendaten. XVII Int. Techn. Sci. Meeting on Space [Rom, Italien, 25.-26.3.1977]: 29 S.

KAMINSKI H., 1977b: Untersuchung von Umwelteinflüssen mit Hilfe von Satellitendaten. BMI - UBA Forsch., LÜB 411 312/III A 2057. Bochum (Sternwarte - Institut für Weltraumforschung): 531 S.

SCORER R.S., 1955: Condensation trails. Aeroplane 2299.

WINIGER M., KAMINSKI H., MESSERLI B., 1974: Etude de la nébulosité, faite sur plusieurs anné, d'après des images prises par satellites météorologiques, pour le Tibesti et lo Hoggar-Tassili n'Ajjer. Météorologie 29: 17 - 51.

Adresse:

Prof. H. Kaminski
Sternwarte
Inst. f. Umwelt- und Zukunftsforschung
Blankensteiner Str. 200a

D-4630 Bochum-Sundern

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Zur Immissionsbelastung der industriefernen Buchen- und Buchen-Tannenwälder in den dinarischen Gebirgen Nordwestjugoslawiens

Vjekoslav Glavač, Horst Koenies, Branimir Prpić

S y n o p s i s

A dieback of silver fir (*Abies alba* Mill.) has begun in natural mixed beech-fir forests in the Dinaric mountains of Northwest-Yugoslavia thirty years ago. At present are affected in Croatia approximately over 100 000 ha. Long time cause of dieback was considered to be the impact of fir needle moth (*Argyresthia fundella* F. R.). Analogous to other European countries might be assumed the main stress factor are air pollutants. The dieback area is situated between two industrial regions with strong air contamination (s. fig. 1) and therefore exposed to remotely derived air pollutants. Further can be expected, the orographic precipitation and windy, cloudy conditions contribute essentially to higher dry and wet deposition. The purpose of this paper is to give first information about an influence of acid precipitation on soil chemistry and about quantity of heavy metals accumulated in organic layer of forest floor. Ten sites were selected in beech and beech-fir stands in Lika and Gorski Kotar at different elevations and orographic situations. Input and effects of pollutants were studied using the forest floor as a sink. It was made a comparison of the stemflow water influenced 'microhabitat' under old beech trees (with enriched pollutant concentrations) and the 'macrohabitat' 2 or 3 m from trunk. The results are represented in figs. 3 - 18 and listed in tables 1 - 2. Hydrogen ion concentration differences between micro and macro habitats indicate a very strong influence of acid depositions on soil chemistry at some habitats (s. figs. 3 - 6). The deposition pattern of heavy metals, above all of lead, shows an increase tendency over an elevation gradient. In subalpine region heavy metals contents obtain an extraordinary high level. Lead content for example, can be compared with concentrations of directly contaminated environments of highway road sides. Generally exists a topographic coincidence of dieback silver fir stands and habitats with strong influence of acid deposition and high concentrations of heavy metals.

Acid precipitation, air pollution, beech, Croatia, forest diseases, heavy metals.

1. Einführung

Vor gut 30 Jahren, um 1954, wurden in den Dinarischen Gebirgen Südwest-Kroations die Phänomene, die heute als 'Waldsterben' bekannt sind, in den Tannen- und Tannen-Buchenwäldern des Forstamtes Fužine (Crni vrh, Zvirnjak, Savinjak und Mlaka) festgestellt. Bis zu diesem Zeitpunkt gab es ähnlich wie auch an anderen Orten im Verbreitungsgebiet der Tanne hier und da Anzeichen von Vitalitätsschwächungen oder auch das lokal begrenzte Baumsterben ohne größere wirtschaftliche Einbußen. Dann aber griff die Krankheit flächendeckend um sich. Bis 1969 nahm die Schadfläche Gorski Kotar, Lika, Slowenien und Nordkroatien (Maceljska gora) bereits etwa 100 000 ha ein. Diese besorgniserregende Entwicklung, die gerade die schönsten und wertvollsten Tannenbestände erfaßte, setzte sich bis in die Gegenwart fort. Die Krankheit äußert sich durch das Fehlen mehrerer Nadeljahrgänge und das vermehrte Auftreten von Trocken- und Klebästen, durch die Kronenverlichtung, 'Storchennest'-Wipfelformung und Naßkernbildung. Die empfindliche Tanne wird weitgehend durch die widerstandsfähigere Buche ersetzt. Man spricht von einer Baumartenkonversion. Es ist aber erwähnenswert, daß eine mengenmäßige Verschiebung zu Gunsten der Buche bereits in der Naturverjüngung gesunder Buchen-Tannenwälder bewiesen werden konnte (ŠAFAR 1955).

Natürlich wurde nach möglichen Ursachen gesucht. In der Tradition der biozönologischen Waldforschung haben ANDROIĆ u. KLEPAC (1969) den komplexen, ökosystemischen Charakter des Tannensterbens hervorgehoben und mögliche Einflußnahmen der klimatischen, geomorphologischen, bodenkundlichen, parasitologischen und waldbaulichen Faktoren abgewogen. Sie kamen dabei zu dem Schluß, daß ein Sekundärschädling, die Tannenmotte (*Argyresthia fundella* F.R.), die in kranken Beständen mit goßen Populationsdichten vorkam, der auslösende Faktor sein müßte. In den nachfolgenden Untersuchungen blieb dieser Erklärungsversuch unangefochten. Nur zögernd setzt sich die Auffassung durch, daß die Ursachen der so früh in der Nachkriegszeit auftretenden Waldschäden in NW-Jugoslawien in den zunehmenden lokalen, regionalen und überregionalen Luftverunreinigungen, in der Veränderung des 'chemischen Klimas' zu suchen sind, und daß das Baumsterben nur als ein Ereignis eines über alle Grenzen hinweg ablaufenden Prozesses der immissionsbedingten Ökosystemumwandlungen in den stark industrialisierten europäischen Ländern verstanden werden kann. Wenn man die geographische Lage und die statistischen Daten über die SO_2-Emissionen studiert, verdichten sich die Hinweise, die auf eine ausgesprochen ungünstige landschaftsökologische Konstellation der Schadgebiete schließen lassen: Sie befinden sich, wie man aus Abb. 1 entnehmen kann, zwischen zwei mitunter am stärksten belasteten Regionen des Kontinents, zwischen dem stark industrialisierten Norditalien und den Industrierevieren Nordwestjugoslawiens. Außerdem müssen die Nahemissionen der Städte mit ihrer steigenden Braunkohleverfeuerung, anwachsender Industrieproduktion und zunehmender Verkehrsdichte mitberücksichtigt werden.

Deswegen scheint es verständlich, daß die Buchen-Tannenwälder in den hochmontanen Kammlagen, die das adriatische Mediterrangebiet von dem subkontinentalen Binnenland trennen, am stärksten betroffen sind. Sie zeichnen sich durch einen häufigen Luftmassenaustausch, 2000 bis 3000 mm hohe Jahresniederschläge und große Nebelhäufigkeit aus. In dieser Arbeit sollen einige erste Beweise für eine starke Immissionsbelastung der südwestkroatischen Buchen- und Buchen-Tannenwälder erbracht und die erkennbaren Zusammenhänge erörtert werden.

2. Untersuchungsgebiet und Probeflächen

Die Lage des Untersuchungsgebietes wird in Abb. 1, die Grundformen des Reliefs, die Höhenstufung der Vegetation und die vertikale Anordnung einzelner Probeflächen in Abb. 2 verdeutlicht.

Probefläche 1: Ortsbezeichnung: Medvedak (Lika); Geol. Unterlage: Senon-Kalkstein; Höhenlage: 740 m ü.d.M.; Hangneigung: 5 - 30°; Himmelsrichtung: NO; Waldgesellschaft: *Fagetum montanum*; Bestandeshöhe: ca. 26 m.
Probefläche 2: Dedinski vrh (Gorski Kotar); Kalkstein; 870 m; 10 - 15°; NW; *Abieto-Fagetum illyricum*; ca. 27 m.
Probefläche 3: Čorkova uvala (Lika); Dolomit; 860 m; 5 - 20°; O; *Abieto-Fagetum illyricum*; ca. 32 m.
Probefläche 4: Čorkova uvala (Lika); Dolomit; 840 m; 5°; NO; *Abieto-Fagetum illyricum*; ca. 35 m.
Probefläche 5: Kupa-Tal (Gorski Kotar); Perm-Sandstein; 350 m; 25°; N; *Blechno-Fagetum*; ca. 25 m.
Probefläche 6: Risnjak (Gorski Kotar); Kalkstein; 1100 m; < 5°; -; *Fagetum subalpinum*; ca. 22 m.
Probefläche 7: Viljske stijene (Gorski Kotar); Kalkstein; 1230 m; 35°; W; *Fagetum subalpinum*; 28 - 30 m.
Probefläche 8: Glavica (Gorski Kotar); Kalkstein; 1170 m; < 5°; -; *Fagetum subalpinum*; ca. 24 m.
Probefläche 9: Dražina (Gorski Kotar); Kalkstein; 1120 m; 5 - 20°; SW; *Abieto-Fagetum illyricum*; ca. 24 m.
Probefläche 10: Viljske stijene (Gorski Kotar); Kalkstein; 1180 m; 20°; W; *Fagetum subalpinum*; 24 - 29 m.

Die Böden der Untersuchungsflächen können den verschiedenen Pufferbereichen im Sinne von ULRICH (1981) zugeordnet werden. Im Calciumcarbonat-Pufferbereich (pH > 6.2) befinden sich die Böden der Flächen 2, 7, 8 und 10, im Silikat-Pufferbereich (pH 5.0 - 6.2) Fläche 1, 4 und 8, im Austauscher-Pufferbereich (pH 4.2 - 5.0) Fläche 3 und 6 und schließlich im Aluminium-Pufferbereich (pH 3.8 - 4.2) Fläche 5.

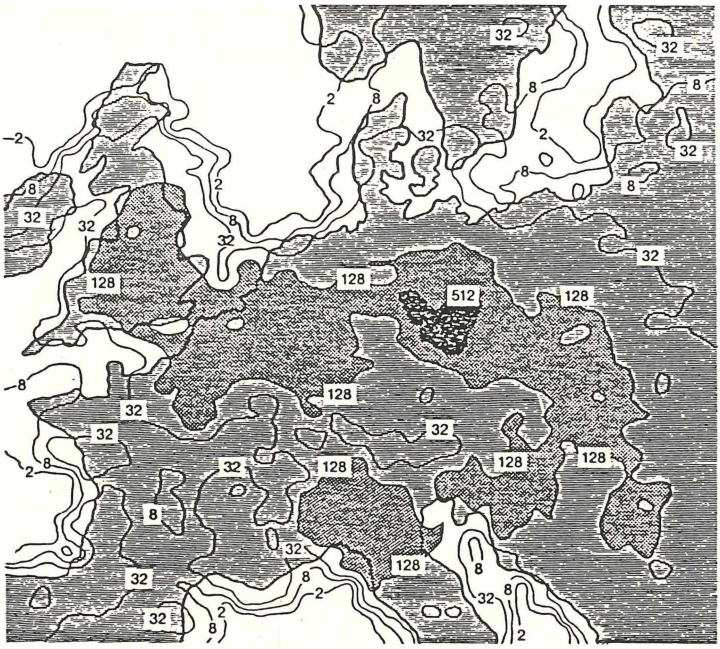


Abb. 1: Hochrechnung der Flächendichte der SO_2-Jahresemission in Europa 1978 (Einheit 10 t S/km²).
Wenn auch in manchen Details unzutreffend, gibt diese Karte eine Auskunft über die Lage der Emittenten und die jährlich in die Atmosphäre ausgestoßenen Schwefeldioxidmengen (SO_2 kann als Leitsubstanz der Luftverunreinigungen dienen.)

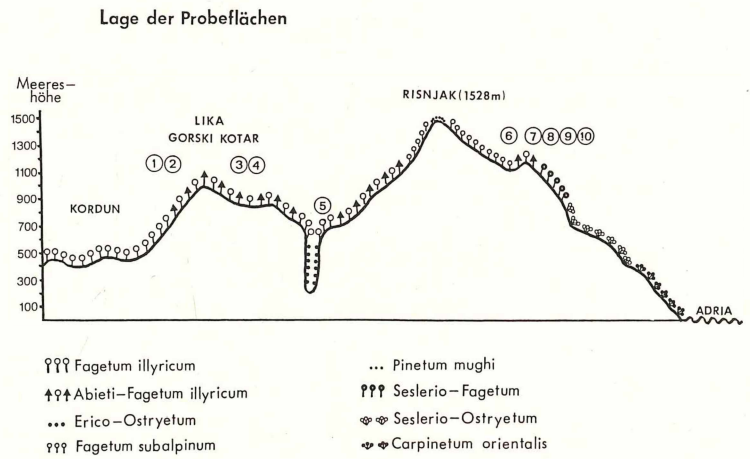


Abb. 2: Lage der Probeflächen, Reliefformen und Vegetationsstufen (letztere nach HORVAT et al. 1974).

3. Untersuchungsmethode

Der kleinräumige, von den großen Stammablaufwassermengen und den hohen Fremdstoffdepositionsraten geprägte Kleinstandort am Baumfuß der Altbuchen kann als Indikator für
- die Höhe der Fremdstoffeinträge in einem Gebiet, und
- die Sensitivität des Bodens auf die Säureeinwirkungen, Schwermetallakkumulation und andere Belastungsstoffe,

als Gradmesser für die industriegesellschaftsspezifischen Umweltveränderungen verwendet werden. Seine Eigenart wurde durch die Untersuchungen von GERSPER u. HOLOWAYCHUK (1970, 1971), GLAVAC et al. (1971), KOENIES (1982), GLATZEL et al. (1983a, b), WITTIG u. NEITE (1983), GLAVAC u. KOENIES (1984), JOCHHEIM (1985) u. a. erkundet, seine umweltindikatorische Eignung mehrfach bestätigt.

Auf jeder Probefläche wurden 10 Altbuchen, die mehr als 100 Jahre alt waren und in der Baumschicht eine dominante Stellung besaßen (Klasse 1a und 1 nach Kraft), ausgewählt. Unmittelbar am Saum des Baumfußes, wo das Stammablaufwasser einsickert ('Mikrostandort'), erfolgte die Entnahme der Bodenproben aus dem O_F-Horizont der organischen Auflage und aus dem A_h-Horizont des Mineralbodens. Etwa 2 bis 3 m vom Baumfuß entfernt wurden die Vergleichsproben in den gleichen Bodenhorizonten erhoben ('Makrostandort'). Dementsprechend gründet sich die Untersuchung auf 40 Einzelproben je Probefläche, d. h. auf insgesamt 400 Proben.

Die pH-Werte wurden in der Suspension von 10 g des luftgetrockneten und gesiebten Bodens und 25 ml H_2O bzw. 1 N KCl-Lösung mit der Glaselektrode ermittelt. Für die Schwermetallanalyse wurden 2 N HCl-Auszüge (5 g Trockenboden, 50 ml 2 N HCl) nach dem Schnellextraktionsverfahren von BRÜNE u. ELLINGHAUS (1981) hergestellt. Bei ihr sollen Blei und Cadmium nahezu vollständig, Kupfer zu 75 %, Zink zu 30 %, Chrom und Nickel zu 20 % des Gesamtgehaltes erfaßt werden. Die Blei-, Cadmium-, Kupfer-, Zink-, Chrom- und Nickelkonzentrationen in den 2 N HCl-Extrakten wurden mit dem AAS (Perkin-Elmer 3030) bestimmt.

Für alle Datensätze haben wir Mittelwerte, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten errechnet, ihre Unterschiede mit dem Kolmogoroff-Smirnov-Test geprüft. Die in den Tab. 1 - 2 aufgeführten Signifikanzsymbole bedeuten: (*) 5 - 10 %ige, * 1 - 5 %ige, ** 0.1 - 1 %ige Irrtumswahrscheinlichkeit.

4. Ergebnisse

Die gewonnenen Ergebnisse der pH- und Schwermetallgehaltsmessungen sind graphisch in den Abb. 3 - 18 und numerisch in Tab. 1 - 2 dargestellt. Die Nachweise für erhöhte Säureeinträge konnten nur indirekt durch die unterschiedliche Säureauswirkung, durch die Ungleichheit der Mikro- und Makrostandorte nachgewiesen werden.

Bezüglich der gemessenen Parameter können nur die Probefläche 3 und 4 in Čorkova uvala sowie die Fläche 5 im Kupa-Tal als unbelastet gelten. In diesen immissionsgeschützten Lagen konnten keine Divergenzen zwischen dem Baumfuß- und Normalstandort festgestellt werden. Das heißt, daß die bis 10fach erhöhten Stammablaufwassermengen keine bodenchemischen Veränderungen bewirken können, wenn die natürlichen Säuregehalte (pH ca. 4.5 - 5.5; vgl. DELMAS, GRAVENHORST 1983) nicht wesentlich durch Emissionen erhöht werden. Demgegenüber unterscheiden sich die pH-Werte der Mikro- und Makrostandorte in den zum Binnenland ausgerichteten Waldbeständen (1 und 2) und die in den Kammlagewäldern (6 bis 10) beträchtlich. Die $pH_{(H_2O)}$-Werte divergieren in den A_h-Horizonten der Probeflächen 9 und 10 sogar um 2 bis 3 Einheiten, was einer 100- bis 1000fachen Erhöhung der Wasserstoffionenkonzentration entspricht (s. Abb. 3 - 6).

Es regnet sauer und in den Kammlagen sehr sauer. In der Ferne gebildete Rauchfahnen, Aerosolansammlungen und Gaswolken beeinflussen auf ihrer über hunderte von Kilometer langen Wanderschaft die Teile einer Gebirgslandschaft sehr unterschiedlich. Die Kammlagen werden stark, die tieferen Reliefsenken schwach von den trockenen und nassen Depositionen betroffen. Nach ROBINSON (1984) sammeln sich in der Atmosphäre währen stationärer und wolkenloser Hochdruckwetterlagen, die für den Sommer südlich der Alpen charakteristisch sind, hochkonzentrierte Luftschadstoffe mit einem hohen Photooxydantienanteil. Wenn sie in eine Gebirgslandschaft abdriften, werden sie von den Wäldern ausgekämmt oder in diese mit Niederschlägen eingetragen.

Tab. 1: Meßergebnisse für pH-Wert und Schwermetallgehalte im O_F-Horizont B = Baumfuß, V = Vergleich; s. a. Kap. 3.

	PH (H2O)			PH (KCL)			PB			CD		
	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.
1	4.16	5.32	**	3.74	5.17	**	334.7	91.0	**	1.0	2.1	**
2	5.44	6.41	**	4.73	6.08	**	377.1	62.1	**	1.2	1.0	(*)
3	5.22	5.45	-	4.92	5.11	(*)	63.6	68.7	-	1.4	1.1	*
4	5.64	5.52	-	5.11	5.09	-	54.7	63.6	-	1.1	1.1	-
5	4.44	4.66	-	3.93	4.17	-	131.7	63.2	**	0.9	0.7	(*)
6	4.60	5.01	-	4.12	4.69	**	289.2	163.0	*	1.2	1.6	-
7	4.69	5.76	**	4.13	5.43	**	394.1	202.5	*	1.5	1.7	-
8	4.64	5.06	*	4.03	4.74	**	435.0	136.6	**	0.9	1.1	-
9	4.85	5.30	*	4.34	4.50	**	536.6	140.8	**	1.4	1.3	-
10	4.76	5.69	**	4.17	5.35	**	669.1	104.0	**	1.0	1.1	-

	CU			NI			CR			ZN		
	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.
1	19.8	8.7	**	9.1	7.5	**	6.4	5.9	-	88.6	125.6	**
2	31.5	10.2	**	6.9	4.3	**	5.1	2.2	**	93.7	76.0	**
3	12.0	10.8	(*)	5.3	5.2	-	2.2	2.9	-	66.1	64.1	-
4	8.6	9.3	-	4.7	4.8	-	0.9	0.9	-	69.7	80.0	-
5	10.6	8.2	**	6.8	5.2	*	2.0	2.4	-	75.4	72.6	-
6	27.2	17.8	**	9.5	8.4	(*)	1.9	1.7	-	98.9	112.3	-
7	34.3	20.3	(*)	10.7	9.4	-	2.4	1.8	-	118.6	109.6	-
8	34.6	16.7	**	10.1	7.2	-	2.5	1.0	**	97.1	100.4	-
9	37.9	16.5	**	11.7	7.4	**	2.3	1.0	**	112.7	108.9	-
10	47.9	13.8	**	10.9	5.7	**	4.0	1.4	**	118.5	82.9	**

Tab. 2: Meßergebnisse für pH-Wert und Schwermetallgehalte im A_h-Horizont B = Baumfuß, V = Vergleich; s. a. Kap. 3.

	PH (H2O)			PH (KCL)			PB			CD		
	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.
1	3.56	5.02	**	3.13	4.58	**	170.0	79.8	**	0.6	2.7	**
2	4.96	6.61	**	4.22	6.21	**	226.4	62.3	**	1.0	1.3	-
3	4.85	4.85	-	4.40	4.37	-	60.3	70.1	-	1.2	1.2	-
4	4.84	5.02	-	4.23	4.32	-	53.4	52.1	-	1.5	1.2	-
5	3.86	3.88	-	2.97	2.95	-	23.7	19.4	-	0.2	0.2	-
6	4.21	4.81	**	3.73	4.44	**	192.6	119.0	**	0.6	1.2	**
7	5.21	6.60	*	4.76	6.25	(*)	269.4	111.6	**	3.9	2.1	(*)
8	4.02	5.37	**	3.54	4.83	**	192.5	92.7	*	0.8	1.4	(*)
9	4.32	6.47	**	3.73	6.11	**	371.4	126.2	**	1.4	2.4	*
10	4.08	6.96	**	3.42	6.46	**	450.0	124.0	**	0.8	2.0	**

	CU			NI			CR			ZN		
	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.	B	V	SIGN.
1	12.5	7.4	**	6.6	8.5	*	9.8	12.7	**	58.7	72.5	-
2	20.6	4.8	**	6.4	6.9	-	6.0	6.1	-	82.5	46.8	**
3	9.3	8.2	-	5.9	6.1	-	4.9	6.1	-	45.2	47.9	-
4	4.5	3.7	-	7.3	6.0	-	3.3	3.6	-	40.7	36.3	-
5	3.1	2.5	-	1.2	1.2	-	0.4	0.3	-	11.5	13.6	-
6	18.6	13.6	(*)	5.7	6.9	*	3.6	4.4	(*)	61.0	73.7	(*)
7	30.9	14.1	**	11.3	8.9	-	3.5	3.7	-	167.5	72.8	**
8	18.1	8.9	*	4.1	5.7	-	2.3	2.4	-	77.6	64.6	-
9	30.8	15.8	**	5.1	6.7	(*)	3.0	2.9	-	104.9	84.1	-
10	37.8	15.0	**	6.1	6.9	-	3.8	4.3	(*)	125.6	83.2	**

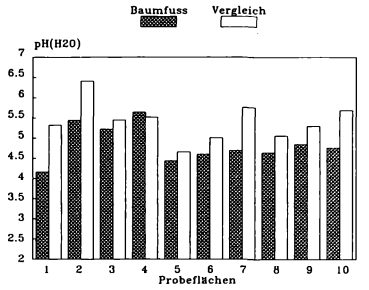


Abb. 3: $pH_{(H_2O)}$-Werte im O_f-Horizont der Probeflächen

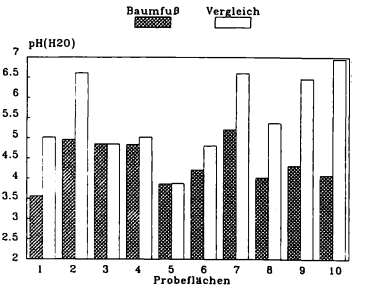


Abb. 4: $pH_{(H_2O)}$-Werte im A_h-Horizont der Probeflächen

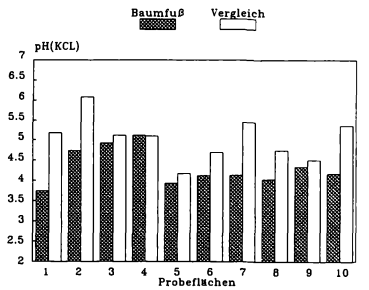


Abb. 5: $pH_{(KCl)}$-Werte im O_f-Horizont der Probeflächen

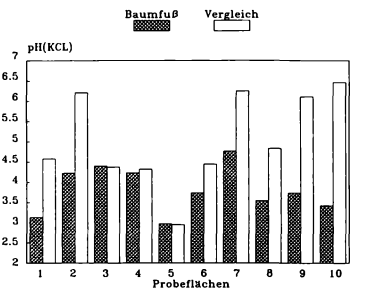


Abb. 6: $pH_{(KCl)}$-Werte im A_h-Horizont der Probeflächen

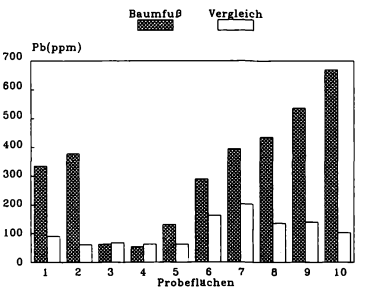


Abb. 7: Bleigehalte im O_f-Horizont der Probeflächen

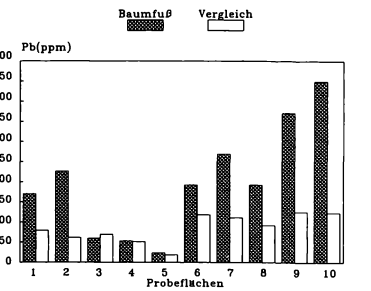


Abb. 8: Bleigehalte im A_h-Horizont der Probeflächen

Diesbezüglich ist das Bleidepositionsverteilungsmuster in dem Untersuchungsgebiet (Abb. 7 - 8) besonders anschaulich. Es fällt vor allem die Korrelation der Pb-Akkumulationshöhe mit der Reliefform und der Höhenlage auf, was sowohl auf eine höhere Trockendeposition bei größeren waagerechten Luftmassendurchsätzen als auch auf eine höhere Naßdeposition durch die höher werdenden Niederschläge und größere Nebelhäufigkeiten zurückzuführen ist. Ähnliches wurde in USA von REINERS et al. (1975) sowie von FRIEDLAND et al. (1983) nachgewiesen. Deswegen nimmt die Anhäufung der Schwermetalle in den organischen Auflagen und in den A_h-Horizonten entlang der Meereshöhengradienten eindeutig zu. Es ist sehr wahrscheinlich, daß in den subalpinen Wäldern der Kammlagen der Anteil der Trockendeposition weit über den in Mitteleuropa ermittelten Werten liegt. In diesem Zusammenhang soll noch erwähnt werden, daß die ersterwähnte Autorengruppe die höchsten Pb-Akkumulationen in den subalpinen *Abies balsamea*-Wäldern und nicht etwa in den alpinen Krummholzgesellschaften des White Mountains in New Hampshire fand.

Daß die Pb-Deposition im Untersuchungsgebiet hauptsächlich vom Ferntransport bedingt ist, kann an Hand des Beispieles einer Nahemissionsquelle verdeutlicht werden. Die Probefläche 5 enthält nur im O_F-Horizont des Mikrostandortes erhöhte Bleigehalte, weil die in der Nähe vorbeiführende Autostraße Delnice-Kočevje ausgebaut wurde und die Verkehrsdichte anstieg. Die Probeflächen 3 und 4 weisen wiederum keine Unterschiede auf. Ihre immissionsgeschützte Lage wird auch durch die sehr geringen Bleigehalte verdeutlicht. Die Pb-Kontamination der Kammlagen entspricht derjenigen des Ruhrgebietes, einer der am stärksten industrialisierten Gegenden Europas (vgl. KOENIES 1982) und ähnelt den stark immissionsbelasteten Gebieten in den USA (s. REINERS et al. 1975). Die Bleigehalte in den O_F-Horizonten der Vergleichsstandorte der Probeflächen 6 bis 8 sind gleich hoch wie die in den Fichtenforsten entlang der Autobahn Kassel - Hannover in 50 m Entfernung von der Fahrbahn (TIETZ 1983).

Ungewöhnlich hohe Cadmiumkonzentrationen wurden im A_h-Horizont des Mikrostandortes der Probefläche 7 festgestellt. Die Spitzenwerte liegen bei 9 ppm. Wahrscheinlich war hier die Cadmiummobilität durch hohe pH-Werte (vgl. BRÜMMER, HERMS 1983) über längere Zeiträume kleinräumig eingeschränkt. Entsprechendes dürfte für die Vergleichsstandorte der Fläche 1 gelten. Ähnliche Cd-Werte sind in Mitteleuropa nur in der Nähe von Emittenten gefunden worden (KOENIES 1982).

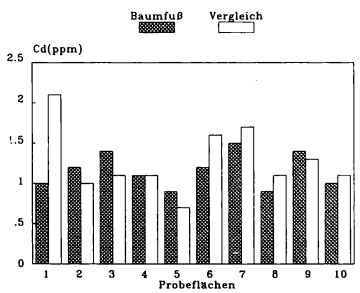


Abb. 9: Cadmiumgehalte im O_f-Horizont der Probeflächen

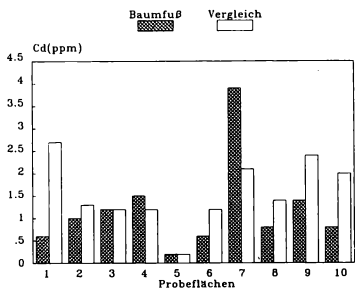


Abb. 10: Cadmiumgehalte im A_h-Horizont der Probeflächen

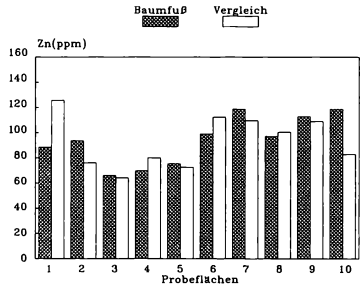


Abb. 11: Zinkgehalte im O_f-Horizont der Probeflächen

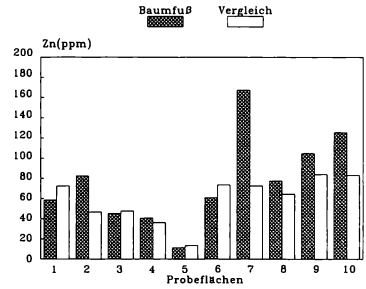


Abb. 12: Zinkgehalte im A_h-Horizont der Probeflächen

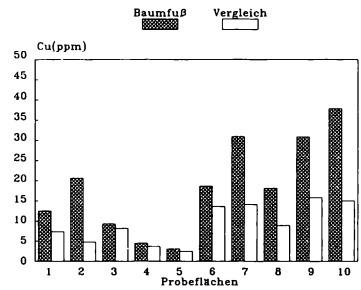


Abb. 13: Kupfergehalte im O_f-Horizont der Probeflächen

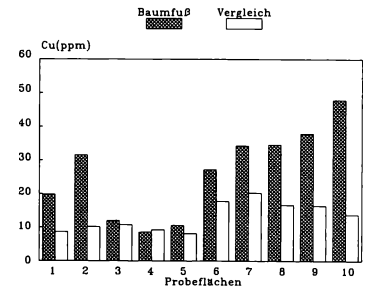


Abb. 14: Kupfergehalte im A_h-Horizont der Probeflächen

Die Zink- und Kupfergehalte im Boden der untersuchten Waldbestände lassen die meereshöhen- und reliefbedingte Immissionsbelastungsstärke wieder erkennen. Mit Ausnahme von Probeflächen 3 und 4 (teilweise auch 5) bestehen zwischen den Mikro- und Makrostandorten statistisch signifikante Unterschiede, womit eine erhöhte Deposition dieser Metalle zum Ausdruck kommt. Ihre Mengen in den Kammlagen entsprechen den Werten, die MAYER (1981, 1983) in den Buchenwäldern des Sollings fand (vgl. auch ANDRESEN et al. 1980).

Demgegenüber lassen die gemessenen Chrom- und Nickelkonzentrationen, die mit den 2 N HCl-Auszügen nur unzureichend erfaßt werden, kaum eine Gesetzmäßigkeit erkennen. Die Befunde sind von Standort zu Standort unterschiedlich. Höhere Chromgehalte befinden sich auf der Fläche 1, höhere Nickelgehalte in den O_F-Horizonten der Kammlagenwälder (6 - 10). Die letzteren entsprechen den Werten, die KOENIES (1982) in den Buchenwäldern der Frankfurter Umgebung nachwies. Von allen gemessenen Schwermetallen liegen nur die Cr-Werte deutlich niedriger als in Mitteleuropa.

Die biogeochemischen Kreisläufe der Schwermetalle im Ökosystem Buchenwald sind in ihren Grundzügen von ULRICH et al. (1979) und MAYER (1981) numerisch beschrieben worden. Ihre Rolle in den Vorgängen die zum Baumsterben führen, ist nach wie vor ungeklärt. Nach dem heutigen Wissensstand ist keine Aussage darüber möglich, ob sie zu den prädisponierenden, auslösenden oder begleitenden Stressoren gehören. Die Koinzidenz der von Fremdstoffimmissionen stark belasteten Standorte mit solchen, auf denen

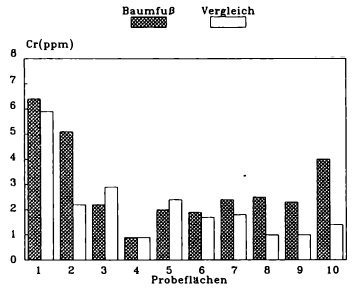


Abb. 15: Chromgehalte im O_f-Horizont der Probeflächen

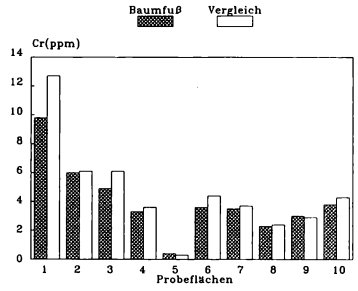


Abb. 16: Chromgehalte im A_h-Horizont der Probeflächen

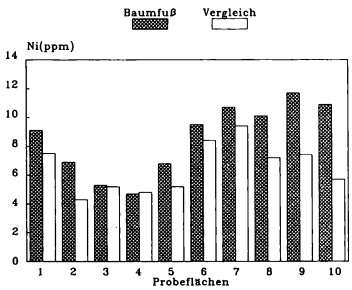


Abb. 17: Nickelgehalte im O_f-Horizont der Probeflächen

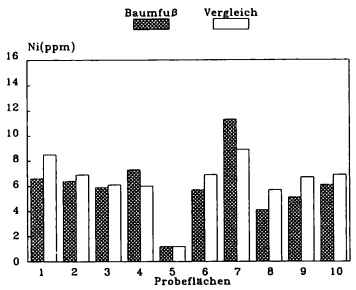


Abb. 18: Nickelgehalte im A_h-Horizont der Probeflächen

das Tannensterben auftritt, ist offensichtlich. Der Nachweis dieser Übereinstimmung war das Hauptanliegen unserer Untersuchung.

5. Schlußfolgerungen

Auf Grund der ermittelten $pH_{(H_2O)}$- und $pH_{(KCl)}$-Werte sowie der nachgewiesenen Blei-, Cadmium-, Zink-, Kupfer-, Nickel- und Chromkonzentrationen in Oberböden der untersuchten Waldbestände wurde versucht, eine erste Auskunft über die Immissionshöhe der luftverunreinigenden Stoffe zu erlangen.

Die Ergebnisse erlauben folgende Aussagen:

- Die Buchen- und Buchen-Tannenwälder in den Dinarischen Gebirgen Nordwestjugoslawiens sind von den ferntransportierten luftverunreinigenden Stoffen stark betroffen. Die Belastung ist zum Teil größer als in einer urban-industriellen Landschaft der planaren oder collinen Stufe.
- Die Belastung der Waldbestände, die entweder zum Binnenland oder zur Adria ausgerichtet sind, nimmt mit der Meereshöhe zu.
- In den tiefen Reliefsenken existieren noch immer Waldflächen mit geringen naturnahen Fremdstoffeinträgen.
- Die sterbenden Tannenbestände und die stark immissionsbelasteten Standorte zeigen eine topographische Koinzidenz.

Literatur

ANDRESEN A.M., JOHNSON A.H., SICCAMA Th.G., 1980: Levels of lead, copper, and zinc in the forest floor in the northeastern United States. J. Environ. Qual. 9 (2): 293 - 296.

ANDROIĆ M., KLEPAC D., 1969: Problem of silver fir dieback in the areas of Gorski Kotar, Lika and Slovenia. Sumarski list 93 (1/2): 1 - 12.

BRÜMMER G., HERMS U., 1983: Influence of soil reaction and organic matter on the solubility of heavy metals in soils. In: (Ed. ULRICH B., PANKRATH J.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Dordrecht (Reidel): 233 - 243.

BRÜNE H., ELLINGHAUS R., 1981: Schwermetallgehalte in hessischen Böden. Landw. Forschung (Kongr. Trier) 38: 338 - 349.

DELMAS R.J., GRAVENHORST G., 1983: Background precipitation acidity. In: (Ed. BEILKE S., ELSHOUT A.I.): Acid deposition. Dordrecht (Reidel): 82 - 107.

FRIEDLAND A.J., JOHNSON A.H., SICCAMA Th.G., 1983: Trace metal content of the forest floor in the Green Mountains of Vermont: Spatial and temporal patterns. Water Air Soil Poll. 21: 161 - 170.

GERSPER P.L., HOLOWAYCHUK N., 1970: Effects of stemflow water on a Miami soil under beech trees: 1. Morphological and physical properties. 2. Chemical properties. Soil Sci. Amer. Proc. : 779 - 794.

GERSPER P.L., HOLOWAYCHUK N., 1971: Some effects of stemflow from forest canopy trees on chemical properties of soil. Ecology 52: 691 - 702.

GLAVAČ V., KRAUSE A., WOLF-STRAUB R., 1970: Über die Verteilung der Hainsimse (Luzula luzuloides) im Stammabflußbereich der Buche im Siebengebirge bei Bonn. Schriftenr. Vegetationsk. 5: 187 - 192.

GLAVAČ V., KOENIES H., 1984: Kleinräumige Konfiguration wichtiger bodenchemischer Meßgrößen in dem vom Stammablaufwasser beeinflußten Bodenbereich alter Buchen. Verh. Ges. Ökol. 13: 293 - 298.

GLATZEL G., SONDEREGGER E., KAZDA M., 1983a: Der Einfluß des sauren Niederschlages auf den Waldboden. Allg. Forstzeitung 94: 111 - 113.

GLATZEL G., SONDEREGGER E., KAZDA M., PURBAUM H., 1983b: Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammablaufniederschläge in Buchenbeständen des Wienerwaldes. Allg. Forstzeitschr. 38: 693 - 694.

HORVAT I., GLAVAČ V., ELLENBERG H., 1974: Vegetation Südosteuropas. Stuttgart (Fischer): XXXII + 768 S.

JOCHHEIM H., 1985: Der Einfluß des Stammablaufwassers auf den chemischen Bodenzustand und die Vegetationsdecke in Altbuchenbeständen verschiedener Waldgesellschaften. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen 13: 225 S.

KOENIES H., 1982: Über die Eigenart der Mikrostandorte im Fußbereich der Altbuchen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallgehalte in der organischen Auflage und im Oberboden. Ber. Forschungszentr. Waldökosystem/Waldsterben Göttingen 9: 288 S. [Nachdruck 1985].

MAYER R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Habil. schr. Univ. Göttingen: 292 S.

MAYER R., 1983: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: Aluminium and heavy metals. In: (Ed. ULRICH B., PANKRATH J.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Dordrecht (Reidel): 47 - 55.

REINERS W.A., MARKS R.H., VITOUSEK P.M., 1975: Heavy metals in subalpine and alpine soils of New Hampshire. Oikos 26: 264 - 275.

ROBINSON E., 1984: Dispersion and fate of atmospheric pollutants. In: (Ed. TRESHOW M.): Air pollution and plant life. Chichester (Wiley): 15 - 37.

SICCAMA Th.G., SMITH W.H., 1980: Changes in lead, zinc, copper, dry weight and organic matter content of the forest floor of White pine stands in central Massachusetts over 16 years. Environm. Sci. Technol. 14: 54 - 56.

ŠAFAR J., 1955: Problem nadiranja i širenja bukve u arealu jele. Anali inst. exp. sumarstvo J. A.: 147 - 189.

ULRICH B., MAYER R., KHANNA P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriftenr. Forstl. Fakultät Univ. Göttingen [Frankfurt/M. (Sauerländer)]: 291 S.

ULRICH B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 144: 289 - 305.

WITTIG R., NEITE H., 1983: Sind Säurezeiger im Stammfußbereich der Buche Indikatoren für immissionsbelastete Kalk-Buchenwälder? Allg. Forstzeitschr. 38: 1232 - 1233.

Adressen:

Prof. Dr. V. Glavač
Dr. H. Koenies
Arbeitsgruppe für Pflanzen-, Vegetations- u. Landschaftsökologie Univ.
Heinrich-Plett-Str. 40
D-3500 Kassel

Prof. Dr. B. Prpić
Katedra zu uzgajanje šuma
Šumarski Fakultet Sveučilišta
Šimunska cesta 25
YU-41000 Zagreb

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz

Walter Flückiger

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

FLÜCKIGER W., BRAUN S., FLÜCKIGER-KELLER H., LEONARDI S., ASCHE N., BÜHLER U., LIER M., 1986: Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug. Schweiz. Z. Forstw. 137(11): 917 - 1010.

Adresse:

Dr. W. Flückiger
Inst. f. angewandte Pflanzenbiologie

CH-4124 Schönenbuch

(Nachtrag zu den Verhandlungen in Hohenheim, wo der Vortrag am 25.9.1984 gehalten wurde.)

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Beurteilung des Einflusses von sauren Niederschlägen auf das Macun-Gebiet im Unterengadin (Schweiz)

Ferdinand Schanz

S y n o p s i s

An investigation of five high mountain lakes (2600 m a.s.l.) in the Macun region near the Swiss National Park (fig. 1) has been carried out in August or September of every year since 1979. The pH of the water of four of these lakes was in all years greater than 6.0. In the fifth lake the pH lay always between 5.6 and 5.9. In future decreasing pH values are to be expected because of low ion concentrations and the weak buffering capacity of the lake waters (fig. 3). As a result the diversity of the algal populations of the benthos and the phytoplankton will change considerably (benthos: increase in the number of *Cyanophyceae* species, decrease in diatoms; phytoplankton: dominance of *Peridinium* species and of *Gonyostomum intermedium*). The diversity of the algal species found in the moss vegetation of wet areas will probably also become increasingly impoverished.

Acid precipitation, Algae, heavy metals, high mountain lakes, Switzerland, water chemistry.

1. Einführung und Problemstellung

Unter saurem Niederschlag versteht man feuchte Deposition in Form von Regen oder Nebel, aber auch trockene Deposition von Aerosolen. In der Schweiz ist die feuchte und die trockene Deposition fast überall gleich groß (TRIPET, WIEDERKEHR 1983). Die quantitativ bedeutendsten Anionen des sauren Regens und Nebels sind SO_4^{2-}, Cl^- und NO_3^-, die bedeutendsten Kationen H^+ und NH_4^+; in den trockenen Depositionen dominieren verschiedene gasförmige und an Partikel assoziierte Schwefel- und Stickstoffverbindungen (WHELPDALE 1983).

Die Erniedrigung des pH-Wertes von Regenwasser unter 5.6 (= pH-Wert, wenn Wasser mit dem CO_2 der Luft im Gleichgewicht ist), wie dies in vielen Gebieten Europas und Nordamerikas beobachtet wird, ist auf die Anreicherung starker Säuren zurückzuführen, hauptsächlich von Schwefelsäure und Salpetersäure (STUMM, RIGHETTI 1982). Ein großer Teil dieser Säuren stammt von der Verbrennung fossiler Brennstoffe und deren Weiterreaktion in der Atmosphäre (SUMMERS 1983). Das Ausmaß der Aufnahme dieser Substanzen in Nebel- und Regentropfen hängt von verschiedenen Faktoren ab. Meist natürlichen Ursprungs sind die in die Atmosphäre gelangenden Basen, staubförmige Karbonate und Ammoniak.

Schwermetalle, Bestandteile des sauren Niederschlags von großer biologischer Bedeutung, erreichen als gelöste Gase oder als Festpartikel in der feuchten oder trockenen Deposition die Erdoberfläche (STUMM, MORGAN 1981). Da auch aus natürlichen Quellen Schwermetalle in die Atmosphäre gelangen, muß mit einer geringen Grundbelastung gerechnet werden. Als Folge zahlreicher anthropogener Einflüsse stieg in den letzten 50 Jahren der Schwermetalleintrag an vielen Orten stark an (IMBODEN et al. 1980); es ist anzunehmen, daß sogar eine globale Erhöhung der Grundbelastung auftrat (SCHELL, BARNES 1974).

Die biologische Reaktion auf die Ansäuerung von Gewässern wurde vorerst bei Fischpopulationen (VANGENECHTEN 1983) und Invertebraten (MATTHIAS 1983) näher studiert. Wesentliche Schädigungen von Makrophyten scheinen erst bei pH-Werten um 4 aufzutreten, zusammen mit einer starken Verminderung der Primärproduktion (KOHLER, SCHÖN 1984). Einzelne Arten (haupt-

sächlich Moose) sind jedoch ausgenommen; sie ersetzen nach einiger Zeit in den sauren Gewässern die geschädigten Makrophyten (COESEL et al. 1978). Bei pH-Werten unter 5 wurde in schwedischen Seen eine starke Reduktion des Phytoplanktons beobachtet; gleichzeitig stieg jedoch die Bedeutung von benthischen und epiphytischen Algen (LAZAREK 1983). Sowohl bei Diatomeen- (VANGENECHTEN 1983) als auch bei Desmidiaceen-Populationen (COESEL et al. 1978) führte die Versauerung zu einer Verarmung an Arten. Allerdings sind vorläufig erst wenige direkte Einflüsse der Versauerung auf Wachstum und Lebenstätigkeiten von Algen und Wasserpflanzen bekannt.

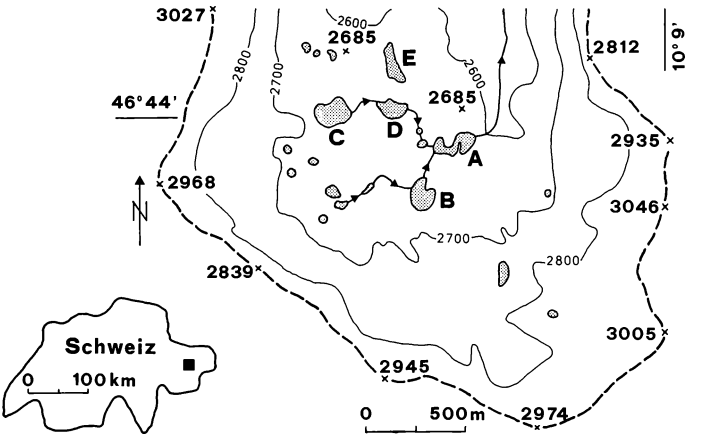


Abb. 1: Lage des Macun-Gebietes (unten links) und Karte der Macun-Region mit den fünf untersuchten Seen A, B, C, D und E. Höhenangaben in m ü.d.M.

Schon 1979 wurde mit Untersuchungen des Chemismus und der Algenbiozönosen der Gewässer des Macun-Gebietes (Abb. 1: Seen A, B, C, D und E sowie der Zu- und Abflüsse) begonnen. Beim Macun-Gebiet handelt es sich um eine hoch gelegene Gebirgsarena (tiefster Punkt etwa 2600 m ü.d.M.) in der Nähe des Schweizerischen Nationalparks und in einer wenig besiedelten Region der Schweiz. Da das Untersuchungsgebiet mitten im Alpenraum liegt und außerdem gegen S, W und O durch einen Felsgrat abgeschlossen wird (2945 bis 3046 m ü.d.M.), kann erwartet werden, daß nahe gelegene anthropogene Verschmutzungsquellen keinen Einfluß ausüben. Die Auswirkungen der Grundbelastung der durch Niederschläge eingebrachten Säuren und Schwermetalle auf den Chemismus und den Algenbewuchs der Gewässer sollten deshalb in diesem empfindlichen Urgesteinsgebiet besonders gut erfaßbar sein. Es ist das Ziel dieser langfristig angelegten Studie, Art und Ausmaß von Veränderungen zu erfassen.

2. Material und Methoden

Morphometrie: Umrisse der Seen mit Hilfe von Luftbildern der Eidgenössischen Landestopographie.

Transport des Wassers: PVC-Flaschen 125 ml, 250 ml, 1000 ml, gereinigt mit HNO_3 und glasdestilliertem Wasser.

Fixierung: Kationen, 2 n HNO_3 200 µl auf 100 ml Wasser; Anionen, 0.3 ml Formalin auf 100 ml. Algenproben am Gewässer mit Formalin fixiert, 3 bis 10 Tropfen auf 100 ml je nach Konzentration der Biomasse.

Analysen: Mg, Ca, Cd, Cu, Pb, Zn mit Atomabsorptions-Spektroskopie (Anorgan.-Chem. Institut der Universität Zürich; Kant. Laboratorium Zürich); K^+, SO_4^{2-}, Cl^-, NO_3^- mit Ionenchromatographie (Anorgan.-Chem. Institut der Universität Zürich).

pH-Wert: Metrohm (Herisau, Schweiz) E 488 mit Elektrode EA 152; Ablesung bei geringer Anströmgeschwindigkeit und konstanter Anzeige.

Leitfähigkeit: Metrohm E 518 mit Meßzelle 6.0901.110 und Temperaturkompensation auf 20 °C durch EA 011-Pt 100; Temperaturkoeffizient: 2.20 % K.

Übrige Methoden und Geräte, sowie Angaben zur Bestimmungsliteratur, siehe SCHANZ (1983).

3. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Untersuchungen

3.1 Temperatur, Leitfähigkeit und pH-Wert

Temperatur: Die von uns gemessenen Temperaturen lagen in den Seen zwischen 5.8 und 13 °C. Es sind dies Werte wie sie für vergleichbare Hochgebirgsgewässer in der gleichen Jahreszeit auch von WOLFF (1948) festgestellt wurden. Nach seinen Angaben und denjenigen von PECHLANER (1966) darf nicht mit einer länger andauernden thermischen Schichtung gerechnet werden.

Leitfähigkeit und pH-Wert: Die Leitfähigkeit des Schneewassers lag zwischen 1.6 und 3.0 µS/cm, der pH-Wert zwischen 5.1 und 5.7. Von Schneeproben, die in der Nähe der Schweizer Grenze erhoben wurden, ermittelte MOSELLO (1981) pH-Werte von 5.6 und 5.7 bei Leitfähigkeiten von 5 und 3 µS/cm.

Im Durchschnitt der fünf Untersuchungsjahre ergaben sich in den Seen folgende Leitfähigkeitswerte (in µS/cm): See A 8.1 (Minimum: 5.95; Maximum: 9.1); See B 7.1 (5.6; 9.8); See C 7.1 (5.3; 8.5); See D 6.3 (5.8; 7.4); See E 4.4 (4.1; 5.5). Die Entwicklung der pH-Werte zeigt Abb. 2. Hervorzuheben ist, daß in den Seen A bis D die pH-Werte keine eindeutig sinkende Tendenz zeigen, im See E jedoch eine langsame Versauerung stattzufinden scheint. Die pH-Werte von Kleingewässern in Norditalien (Leitfähigkeit unter 10 µS/cm) liegen nach den Angaben von MOSELLO (1981) zwischen 5.5 und 6.1.

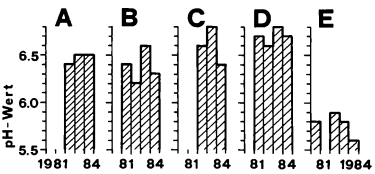


Abb. 2: Verlauf der pH-Werte der Macun-Seen in der Periode 1980 bis 1984.
A, B, C, D, E wie Abb. 1.

3.2 Chemische Hauptkomponenten

Abb. 3 zeigt, daß im Untersuchungsjahr 1984 die Gesamtionenkonzentrationen der Seewässer mit zunehmender Größe des Einzugsgebietes zunahmen. Bei Untersuchungen eines Gewässersystems in der Südschweiz waren die gleichen Beobachtungen gemacht worden (STUMM, RIGHETTI 1982). Im Vergleich zum Schneewasser des Jungfraujochs sowie den Regenwässern und den Seen der Alpensüdseite waren im Macun-Gebiet keine erhöhten Gesamtanionenkonzentrationen zu beobachten (Tab. 1). Die Gehalte an SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^- entsprechen eher den Werten des Jungfraujochs als den auf der Alpensüdseite gefundenen; hier zeigen die erhöhten SO_4^{2-}- und NO_3^--Werte eine deutliche Versauerungstendenz an.

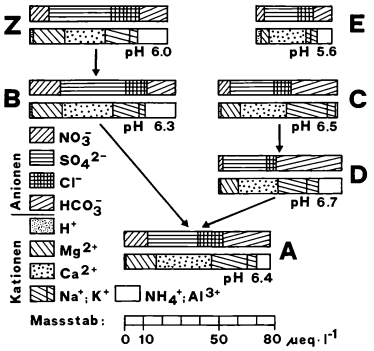


Abb. 3: Chemische Hauptkomponenten der Gewässer auf Macun (22.8.1984).
A, B, C, D, E Seen wie Abb. 1; Z = Zufluß von See B; Einzugsgebiete: See A 1.61 km²; B 1.17 km²; C 0.2 km²; D 0.3 km²; E 0.03 km².

Tab. 1: Ergebnisse der Anionen-Bestimmungen sowie Werte vom Jungfraujoch (J.J.), dem Tessin (T.) und wenig belasteten Gebieten Norditaliens (N.I.) zum Vergleich.
Tabellenwerte in µeq/l. Lage der Macun-Seen A, B, C, D und E, siehe Abb. 1.

	Macun-Seen A	B	C	D	E	J.J. Schnee	N.I. Schnee/ Regen	Seen	T. Schnee/ Regen	Cr.See
Summe, Anionen	77	77	63	65	40	42	60-113	47	58	63
SO_4^{2-}	27	35	23	23	18	16	33- 62	31	35	35
NO_3^-	12	12	6	2	4	9	8- 38	13	14	14
Cl^-	15	13	11	5	8	17	8- 16	3	5	5

J.J. aus TRIPET, WIEDERKEHR (1983);
N.I., Schnee/Regen aus MOSELLO et al. (1985), Seen aus MOSELLO (1984);
T. aus STUMM, RIGHETTI (1982);
Cr.See = Cristallina-See (Einzugsgebiet 0.15 km², Einzugsgebiete der Macun-Seen: Abb. 3)

3.3 Schwermetalle

Die Belastung des Macun-Gebietes durch Schwermetalle wurde hauptsächlich 1982 und 1983 untersucht. Da die Schneeflächen während der Sommerperiode weitgehend abschmelzen, darf angenommen werden, daß sich an der Schneeoberfläche bis September hauptsächlich trockene Depositionen eines Jahres anhäufen, was durch die Ergebnisse von Tab. 2 bestätigt wird. WILLIAMS et al. (1974) zeigten, daß die Konzentration von Schwermetallen in Seewässern etwa derjenigen entspricht, die im Regen oder Schnee festgestellt werden kann.

Die Bleigehalte der Macun-Seen lagen wesentlich unter der von FÖRSTNER u. MÜLLER (1974) angegebenen Grundbelastung (Tab. 2). Bei einer durchschnittlichen Bleibelastung von 0.5 µg/l und einer jährlichen Niederschlagsmenge von 1500 mm (GENSLER 1983) beträgt die feuchte Deposition 0.8 mg/m²·a. Ausgehend von den Bleigehalten der Schneeoberflächen muß mit einer jährlichen trockenen Deposition von mindestens 1.5 mg/m²·a gerechnet werden. Für abgelegene Gebiete geben ELIAS u. PATTERSON (1980) für die feuchte Blei-Deposition 0.5 mg/m²·a und für die trockene eine solche von 2.0 mg/m²·a an. Die Elemente Zn und Cd sind auf der Schneeoberfläche etwa in der Menge zu finden wie im Eis des Jungfraujochgletschers, Cu erscheint jedoch in wesentlich höheren Konzentrationen. Alle drei Schwermetalle zeigten im Wasser Konzentrationsmittel, die unter der Grundbelastung nach FÖRSTNER u. MÜLLER (1974) lagen.

Tab. 2: Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen: Schneeproben und Wasser der Macun-Seen (1982, 1983).
Tabellenwerte in µg/l See- oder Schmelzwasser; Schneeproben von einer quadratischen Fläche mit 0.4 m Seitenlänge, Tiefe etwa 0.02 m.

		Pb	Zn	Cd	Cu
Schnee					
Oberfläche	Mittel	760	190	0.5	50
	Minimum	100	23	0.2	10
	Maximum	1650	320	1.1	110
0.02 m Tiefe	Mittel	120	26	0.1	10
Wasser	Mittel	0.5	4.6	< 0.1	< 5
	Minimum	0.2	0.7		
	Maximum	1.9	13.0		
Eis (Jungfraujoch)+		-	140	0.1	0.8
Grundbelastung++		3	10	< 1	7

+ nach RAUTER (1977); ++ nach FÖRSTNER u. MÜLLER (1974)

3.4 Zusammenfassende Beurteilung des Einflusses der Niederschläge auf den Chemismus der Gewässer

Aus den Angaben der Abschnitte 3.1 bis 3.3 geht hervor, daß die Versauerung der äußerst empfindlichen Macun-Seen noch wenig fortgeschritten ist, da die von uns bestimmten Ionen- und Schwermetallkonzentrationen weitgehend einer für das Gebiet zu erwartenden Grundbelastung entsprechen. Mit Hilfe einer Methode von MEYBECK (1983) soll nun diese Aussage überprüft werden. Der Autor geht davon aus, daß großräumige Belastungen Veränderungen der Verhältnisse bestimmter Ionen zu Chlorid zur Folge haben. Bei Chloridgehalten von 10 µeq/l (Tab. 1) muß eine anthropogene Verschmutzung angenommen werden, wenn $K^+/Cl^- \geq 0.4$ (eq/eq; Macun-Seen, Mittel = 0.3), $Ca^{2+}/Cl^- \geq 2.5$ (eq/eq; Macun-Seen, Mittel = 2.0) und $SO_4^{2-}/Cl^- \geq 3.2$ (eq/eq, Macun-Seen, Mittel = 2.0). Alle für die Macun-Seen berechneten Quotienten entsprechen somit noch denjenigen von unbelasteten Probenahmestellen. Der pH-Rückgang im See E während der letzten Jahre deutet jedoch darauf hin, daß sich auch in der Macun-Region eine langsame Versauerung abspielen könnte.

4. Ergebnisse algologischer Untersuchungen

4.1 Phytoplankton

In den Jahren 1982 bis 1984 wurden sowohl die Artenzusammensetzungen von Netzproben als auch Zählungen an Absetzproben vorgenommen, was Schätzungen des vorhandenen Frischgewichts erlaubte. Die Biomasse wurde außerdem mit Hilfe von Chlorophyll a und von Gesamtphosphor erfaßt.

Tab. 3: Anzahl der Arten der wichtigsten Algenklassen im Phytoplankton der Macun-Seen (Periode 1981 - 1984).
Lage der Macun-Seen A, B, C, D und E, siehe Abb. 1.

See	*Conjugatophyceae*	*Chrysophyceae*	*Bacillariophyceae*	*Dinophyceae*
A	5	2	7	2
B	2	3	4	2
C	2	6	9	5
D	1	7	6	4
E	2	2	2	3

Im Plankton aller fünf Seen wurden *Chrysococcus*-Arten (*Ch. rufescens*, *Ch. punctiformis*) sowie *Ceratium hirundinella* gefunden. In den am schwächsten gepufferten Seen C, D und E konnte *Gonyostomum intermedium* nachgewiesen werden. Für See A war die vergleichsweise große Zahl an Conjugatophyceen-Arten charakteristisch (Tab. 3); dabei handelte es sich hauptsächlich um Tychoplankter. In den Seen C und D fanden sich viele Chrysophyceen- und Bacillariophyceen-Arten, während im See E, dem See mit der kleinsten Artenzahl, *Peridinium umbonatum* dominierte.

Die Planktonbiomasse war in allen Seen sehr gering und zeigte Werte wie in den sauren Gewässern von Schweden (LAZAREK 1983): Frischgewicht: Minimum 0.1, Maximum 0.6 mg/l; Chlorophyll a: Min. 0.1, Max. 1.8 mg/m³; Gesamt-P: Min. 1.0, Max. 7.0 mg/m³.

4.2 Benthische Algen

Es wurden Proben von Steinen, Moospolstern und Sedimentoberflächen bis in etwa 1 Meter Seetiefe entnommen. Für die Beurteilung der Bacillariophyceenpopulationen wurden die Untersuchungen von WUTHRICH (1975) berücksichtigt. Nach eigenen Beobachtungen in den Jahren 1979 bis 1984 war die Biomasse benthischer Algen immer gering, konnte jedoch nicht quantitativ erfaßt werden (relative Werte bei SCHANZ 1984).

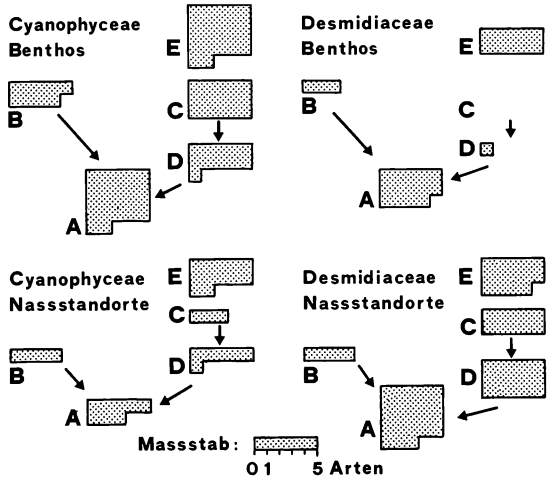


Abb. 4: Vergleich der Artenzahl von Cyanophyceen und Desmidiaceen des Benthos sowie von Naßstandorten für die fünf untersuchten Macun-Seen.
A, B, C, D, E wie Abb. 1.

Aus Abb. 4 geht hervor, daß die benthischen Arten, die zu den Cyanophyceen gehören, wesentlich zahlreicher sind als die der Desmidiaceen. In den Seen A und E ist deren Diversität - verglichen mit den übrigen Seen - leicht erhöht. Eine wichtige Gruppe stellen die Bacillariophyceen dar mit über 70 Arten in den Seen A, B, C und D; lediglich 41 Arten wurden dagegegen im See E gefunden. Im See A traten mehrfach große Algenwatten der Gattungen *Zygnema* und *Mougeotia* auf, vor allem in der seichten Uferregion beim Zufluß und in der Nähe des Abflusses. Im Gegensatz zu den übrigen Seen konnten benthische Desmidiaceen-Populationen gefunden werden, die keinen Zusammenhang zu Naßstandorten in unmittelbarer Ufernähe zeigten. Die starke Sedimentation im See B verhinderte vermutlich an vielen Stellen einen Uferalgenbewuchs. In der Nähe des Zu- und des Abflusses fielen jedoch Algenteppiche von Blaualgen auf (*Phormidium autumnale, Ph. corium, Ph. faveolarum*), und am Nordufer war 1983 eine Massenentwicklung von *Diatoma hiemale* zu beobachten. Im See C scheint die Algenentwicklung auf rote, schwarze und grüne Überzüge der Ufersteine beschränkt zu sein (*Calothrix braunii, C. fusca, Chamaesiphon polonicus, Chlorococcum infusionum, Gloeocapsa sanguinea, Homoeothrix crustacea, Palmella miniata*). Im Einflußbereich des Zuflusses von See D wuchsen Algen der Gattungen *Chantransia* und *Zygnema*, sowie *Phormidium tenue* und *Lyngbya kuetzingii*. Überall am Ufer waren Steine mit roten Überzügen häufig (*Chamaesiphon polonicus, Ch. rostafinskii, Gloeocapsa sanguinea*). Auf Steinen des Sees E waren alle der oben erwähnten Cyanophyceen-Arten zu finden. 1983 traten in der Wellenschlagzone Büschel der Alge *Microspora stagnorum* auf, und in der Nähe von Naßstandorten waren Desmidiaceen-Arten zahlreich.

4.3 Algen der Naßstandorte

In unmittelbarer Nähe der Seen waren die Naßstandorte durch große Moospolster gekennzeichnet, die Algenpopulationen hoher Diversität aufwiesen. Neben Flagellaten (Gattungen: *Chlamydomonas, Chromulina, Chrysococcus, Cryptomonas, Kephyrion*), fädigen Chlorophyceen (*Microspora floccosa, M. quadrata, Ulothrix mon liformis*) waren hauptsächlich die Desmidiaceen-Arten sehr zahlreich (Abb. 4). Verglichen mit den Uferregionen der Seen konnten meist weniger Cyanophyceen-Arten gefunden werden.

4.4 Schlußfolgerungen

Mit Hilfe der Ergebnisse von See E, dessen Wasser den geringsten pH-Wert aufwies, lassen sich am besten einige Überlegungen zur künftigen Entwicklung der Algenbiozönosen in den übrigen Macun-Seen machen für den Fall,

daß die Versauerung intensiver einsetzen würde: Im Uferbereich müßte mit einer Zunahme der Cyanophyceen-Arten gerechnet werden, während eine starke Verarmung der Diatomeenpopulationen zu beobachten wäre. Im Plankton stiege die Bedeutung von *Gonyostomum intermedium* und von Peridineen-Arten an.

In den Moospolstern bleiben die Lebensbedingungen bei kurzfristigen Änderungen von Umwelteinflüssen weitgehend konstant (KOHLER, SCHÖN 1984). Dauert die Beeinflussung durch saure Niederschläge längere Zeit an, nimmt jedoch die Artenzahl vor allem der Desmidiaceen ab (COESEL et al. 1978).

Diese Arbeit wurde durch Beiträge der Kommission für die wissenschaftliche Erforschung des Nationalparks (Schweiz. Naturforsch. Gesellschaft) unterstützt. Ich danke allen, die sich an dieser Arbeit beteiligten, insbesondere den Herren Oberst Amiet, H. Beuggert, Dr. J. Hertz, B. Guggenbühl, H.P. Mächler, Prof. Dr. H.R. Oswald, H.P. Rauber, Dr. R. Romann, Prof. Dr. E.A. Thomas.

Literatur

COESEL P.F.M., KWAKKESTEIN R., VERSCHOOR A., 1978: Oligotrophication and eutrophication tendencies in some dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. Hydrobiologia 61: 21 - 31.

ELIAS W.R., PATTERSON C.C., 1980: The toxicological implications of biogeochemical studies of atmospheric lead. In: (Ed. TORIBARA T.Y. et al.): Polluted rain. Plenum press: 391 - 403.

FÖRSTNER U., MÜLLER G., 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. Springer: 225 S.

GENSLER G., 1983: Météorologie. Rapp. WNPK: 3 - 5.

IMBODEN D.M., TSCHOPP J., STUMM W., 1980: Die Rekonstruktion früherer Stofffrachten in einem See mittels Sedimentuntersuchungen. Schweiz. Z. Hydrol. 42: 1 - 14.

KOHLER A., SCHÖN R., 1984: Versauerungsresistenz submerser Makrophyten. Materialen Umweltbundesamt 1: 353 - 364.

LAZAREK S., 1983: Structural and functional aspects of epiphytic and benthic algae in the acidified Lake Gårdsjön, Sweden. Diss. Univ. Lund: 1 - 120.

MATTHIAS U., 1983: Der Einfluß der Versauerung auf die Zusammensetzung von Bergbachbiozönosen. Arch. Hydrobiol./Suppl. 65: 407 - 483.

MEYBECK M., 1983: Atmospheric inputs and river transport of dissolved substances. IAHS Publ. 141: 173 - 192.

MOSELLO R., 1981: Chemical characteristics of fifty italian alpine lakes (Pennine-Lepontine alps), with emphasis on the acidification problem. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 39: 99 - 118.

MOSELLO R., 1984: Hydrochemistry of high altitude alpine lakes. Schweiz. Z. Hydrol. 46: 86 - 99.

MOSELLO R., BARBIERI A., RIGHETTI G., TARTARI G., TARTARI G.A., 1985: Deposizioni acide: misure dirette nell'area del Lago Maggiore et effetti su ecosistemi d'acqua dolce. Acqua e Aria

PECHLANER R., 1966: Die Finstertaler Seen (Kühtai, Österreich) I. Morphometrie, Hydrographie, Limnophysik und Limnochemie. Arch. Hydrobiol. 62: 165 - 230.

RAUTER R.E.H., 1977: Neutronenaktivierungsanalytische Bestimmung von Spurenelementen in Gletschereisbohrkernen. Diss. Univ. Zürich: 103 S.

SCHANZ F., 1983: Zur Ökologie der Algen in Quellbächen des Schweizerischen Nationalparks. Ergeb. wiss. Untersuch. Schweiz. Nationalpark 16 (81): 47 - 138.

SCHANZ F., 1984: Chemical and algological characteristics of five high mountain lakes near the Swiss National Park. Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 1066 - 1070.

SCHELL W.R., BARNES R.S., 1974: Lead and mercury in the aquatic environment of western Washington state. In: (Ed. RUBIN A.J.): Aqueous-environmental chemistry of metals. Ann Arbor Sci.: 129 - 165.

STUMM W., MORGAN J.J., 1981: Aquatic chemistry. 2. ed. Wiley: 780 p.

STUMM W., RIGHETTI G., 1982: Tessiner Bergseen: Saurer Regen, saure Traufe. Neue Zürcher Z. 203 (231): 31.

SUMMERS P.W., 1983: A global perspective on acid deposition, its sources and atmospheric transport. WHO Water Qual. Bull. 8: 81 - 88.

TRIPET I., WIEDERKEHR P., 1983: Etude du problême des précipiations acides en Suisse. EPF Lausanne: 77 p.

VANGENECHTEN J.H.D., 1983: Acidification in west-european lakes and physiological adaptation to acid stress in natural inhabitants of acid lakes. WHO Water Qual. Bull. 8: 150 - 155.

WHELPDALE D.M., 1983: Acid deposition: Distribution and impact. WHO Water Qual. Bull. 8: 72 - 80.

WILLIAMS S.L., AULENBACH D.B., CLESCERI N.L., 1974: Sources and distribution of trace metals in aquatic environments. In: (Ed. RUBIN A.J.): Aqueous-environmental chemistry of metals. Ann. Arbor Sci.: 77 - 127.

WOLFF H., 1948: Hydrobiologische Untersuchungen an den hochalpinen Seen des San Bernardinopasses. Schweiz. Z. Hydrol. 10: 101 - 244.

WUTHRICH M., 1975: Les Diatomées. Ergeb. wiss. Untersuch. Schweiz. Nationalpark 14 (72): 273 - 369.

Adresse:

Dr. Ferdinand Schanz
Hydrobiol.-limnolog. Station
Seestr. 187

CH-8802 Kilchberg

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Waldlawinen als Folge immissionsgeschädigter Gebirgswälder Maßnahmen

Martin Meyer-Grass

S y n o p s i s

Forests are reputed to ensure a good protection against avalanches. It is shown how forests prevent the starting of avalanches and which are the conditions which limit this prevention (protection). Dispersed forests are likely to cause forest avalanches. The conditions, i. e. the combination of different factors in the complex dynamic system of mountain forests, which lead to such dispersion are not yet fully known and have to be investigated. Technical and forestry measures to maintain and improve the protection function of mountain forests are proposed.

Avalanches in forests, avalanche protection, critical stands, interrelations, mountain forests.

1. Einführung

Wer im vergangenen Winter 1984/85 und in den folgenden Monaten die deutschsprachigen Medien auf Artikel betreffend Immissionsschäden an Gebirgswäldern und deren Folgen durchgesehen hat, dem wurde dargelegt, daß der geschädigte Gebirgswald stellenweise keinen oder nur noch einen stark verminderten Lawinenschutz bietet. Es wurde damit eine Bedrohungslage verbreitet und teilweise gar zur allgemeinen Gültigkeit erhoben, die hier mit Vorbehalt betrachtet werden soll.

2. Wald und Lawinenschutz

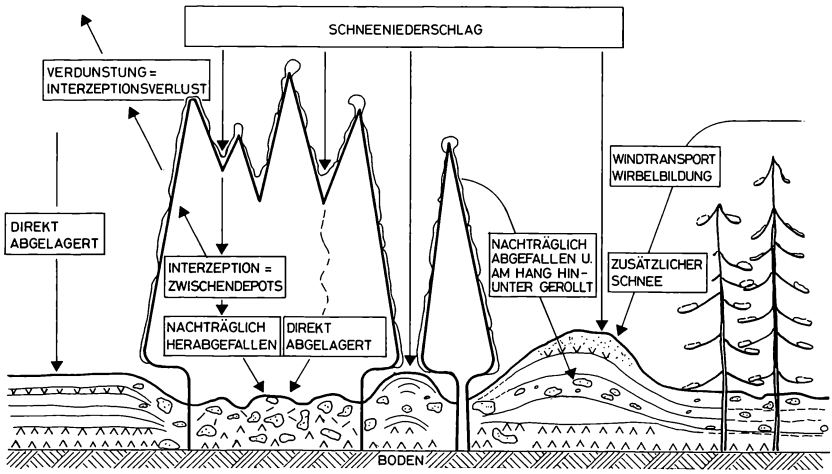
2.1 Der Lawinenschutzwald

Von alters her wird der Gebirgswald als der beste Lawinenschutz angesehen (COAZ 1881). So wurde bereits im Jahre 1397 durch die Bürger zu Urseren ein Waldbannbrief für den Wald ob Andermatt (OECHSLIN 1956) beschlossen. In der Folge stieg die Bedeutung der Bannwälder zum Schutze der Siedlungen vor Naturgewalten stark an. Schon früh jedoch hat FANKHAUSER (1853) erkannt, was bis heute immer wieder bestätigt wird (IN DER GAND 1978, MERWALD 1983): der intakte, geschlossene Gebirgswald verhindert das Anbrechen von Lawinen und bietet damit einen sehr guten Schutz; ist aber eine Lawine bereits oberhalb der Waldgrenze angebrochen, so vermag auch der gesunde Wald diese in Bewegung geratenen Schneemassen am Steilhang nicht mehr aufzuhalten. Solche Lawinen durchfließen oder durchschlagen den Wald. Nach QUERVAIN (1979) entwickelt eine mittlere Fließlawine beispielsweise einen Druck von 50 kPa (ca. 6 t/m²), was ausreicht, um Bäume mit einer Materialfestigkeit von 60 MN/m² (ca. 600 kp/cm²) bis zu einem Stammdurchmesser von 28 cm zu brechen. Bei gleicher Holzfestigkeit bricht eine Staublawine mit 6 kPa (ca. 0.6 t/m²) Staudruck Stämme bis zu einem Durchmesser von 64 cm. Letzteres darum, weil bei der Staublawine die maximale Stoßkraft in 10 - 20 cm über dem Boden ansetzt. Der Lawinenschutz des Gebirgswaldes beruht somit hauptsächlich darauf, daß die Lawinenbildung im Wald selbst verunmöglicht wird. In diesem Sinne bezeichnen wir denn auch jene Lawinen, die ihren Anriß im Wald selbst oder innerhalb einer Waldblöße haben, als Waldlawinen.

2.2 Wirkung des Waldes auf die Schneedecke und die Lawinenbildung

Entsprechend dem heutigen Erkenntnisstand soll dargelegt werden, wie der (immergrüne) Gebirgswald das Anbrechen von Lawinen zu verhindern vermag (siehe dazu Abb. 1).

Im Gebirgswald wird ein großer Teil des gefallenen Schnees in den Baumkronen abgefangen (Interzeption). Die Menge des interzeptierten Schnees ist sehr unterschiedlich und stark abhängig von der Intensität des Schneefalls, der Schneeart, den jeweiligen Witterungsverhältnissen (Wind, Temperatur, Strahlung), aber auch von der Baumart sowie von den Kronen- und Bestandesformen (GOODELL, WILM 1955; MITSCHERLICH 1971). In einem immergrünen, geschlossenen Gebirgswald werden kleinere Neuschneeniederschläge bis gegen 10 cm fast vollständig von den Baumkronen abgefangen.



SCHNEEDECKENAUFBAU	FREILAND	GESCHLOSSENER, IMMERGRÜNER BESTAND	LÜCKIGER BESTAND	BLÖSSE	WINTERKAHLE NADELBÄUME
ABLAGERUNG:	- UNGESTÖRT	- STARK GESTÖRT	- GESTÖRT	- Z.T. GESTÖRT	- WENIG GESTÖRT
SCHICHTUNG:	- AUSGEPRÄGT, HOMOGEN	- KEINE SCHICHTUNG	- TEILWEISE GESCHICHTET	- AUSGEPRÄGT, HOMOGEN	- TEILWEISE GESCHICHTET
SCHNEEHÖHE:	- 100 %	- CA. 70 %	- CA. 90 - 110 %	- CA. 120 %	- CA. 90 - 110 %
NEUSCHNEEDICHTE:	- 100 %	- CA. 140 %	- CA. 90 - 140 %	- CA. 90 %	- CA. 100 % (?)
SCHWIMMSCHNEEBILDUNG:	- IN SCHICHTEN	- ZWISCHEN HARSCHKLUMPEN	- Z.T. GESCHICHTET	- IN SCHICHTEN	- IN SCHICHTEN
ÜBERSCHNEITE REIFSCHICHTEN:	- REGELMÄSSIG	- KEINE	- KEINE	- MÖGLICH	- KEINE (?)

Abb. 1: Schneeablagerungsprozeß im geschlossenen und lückigen Wald sowie in der Blöße und im Freiland (nach Imbeck, mündl. Mitt.)

Bei Schneefällen über 10 cm beträgt die Interzeption 15 - 90 %. Etwa 10 - 30 % von diesem interzeptierten Schnee verdunsten als Interzeptionsverlust (GOODELL 1959, BRECHTEL 1976). Der größere Teil des Interzeptionsschnees fällt nachträglich in fester oder flüssiger Form von den Kronen herab (siehe Abb. 1). Dieser Vorgang bewirkt einerseits eine um den Interzeptionsverlust geringere Schneemenge im Wald, andererseits wird die Schneedecke durch die herabfallenden Schneeklumpen stark gestört, so daß sich im Gegensatz zum Freiland keine ausgeprägten, homogenen Schichten ausbilden (IN DER GAND 1981). Dadurch können sich die Brüche innerhalb der Schneedecke nicht über größere Distanzen fortpflanzen. Die Wahrscheinlichkeit der Bildung von Schneebrettlawinen wird dadurch vermindert. Mit der Auflichtung des Waldes geht diese Wirkung verloren. Es wird dann mehr Schnee abgelagert und der Aufbau der Schneedecke wird weniger gestört. Besonders ungünstig ist eine solche Auflichtung bei winterkahlen Baumarten, wie Lärche und Buche, bei denen die Interzeption ohnehin bedeutend kleiner ist.

In Bestandeslücken und Blößen wird durch Wirbelbildung und Windtransport sogar mehr Schnee abgelagert als im Freiland (LEAF 1975;GARY 1979; ODIN 1979; GARY, TROENDLE 1982). Wird die im geschlossenen Wald abgelagerte Schneemenge in Prozentzahlen, bezogen auf das Freiland, angegeben, ergibt sich für die Schneehöhen, grob verallgemeinert, folgende Reihenfolge:

- Bestandeslücke (Blöße) 120 %
- windexponierter Laufwald 110 %
- Freiland 100 %
- Laubwald/lockerer Nadelwald 90 - 110 %
- geschlossener, dichter Nadelwald 70 %.

Eine Störung der Schneedecke in der Blöße ist nur durch herabfallende Schneeklumpen von den Randbäumen möglich, die den Hang hinunterrollen. Im übrigen ist die Schneedecke, ähnlich wie im Freiland, ausgeprägt, homogen geschichtet.

Die aufbauende Schneemetamorphose (Schwimmschneebildung) vollzieht sich im Freiland und in der Blöße, z. T. auch im lückigen Bestand, sehr gleichmäßig verteilt in den bodennahen Schichten. Dadurch entsteht ein schwaches Schneedeckenfundament, auf dem die darüberliegenden Schneemassen abgleiten können. In der Waldschneedecke verläuft diese Schwimmschneebildung örtlich viel differenzierter und beschränkt sich vorwiegend auf den lockeren Schnee zwischen den Harschklumpen (IMBECK 1986). Das Fundament der Schneedecke wird dadurch weit weniger geschwächt als im Freiland.

Regelmäßig im Freiland, selten auch in der Blöße, können Reifschichten überschneit werden. Dies wirkt sich besonders fördernd auf die Schneebrettbildung aus, denn auf diesen schwachen Zwischenschichten kann der darüberliegende Schnee leicht abgleiten. Im geschlossenen Wald wird eine Reifbildung durch das spezielle Bestandesstrahlungsklima weitgehend verunmöglicht. Dadurch können dort gar keine solchen schwachen Zwischenschichten entstehen.

Weiter sei erwähnt, daß die Dichte des frisch abgelagerten Neuschnees im geschlossenen Gebirgswald bis über 50 kg/m³ höher ist als im Freiland. Dies beruht darauf, daß der Neuschnee im Wald durch die herabfallenden Schneeklumpen aus den Kronen verdichtet und somit auch stärker verfestigt wird als im Freiland. Die geringste Neuschneedichte (rund 10 kg/m³ weniger als im Freiland) wird in Lücken und Blößen verzeichnet.

Zusätzlich stabilisierend wirkt im Wald die mechanische Abstützung an den Baumstämmen. Diese Wirkung darf allerdings nicht überbewertet werden. An Hand von theoretischen Überlegungen (SALM 1979) sind je nach Hangneigung und Schneehöhe 500 bis 1000 Stämme/ha von einem Durchmesser über 35 cm erforderlich, um eine Lawinenbildung wirksam zu verhindern. Eine so hohe Stammzahl mit diesen Durchmessern wird in der Natur nie auch nur annähernd erreicht. Sicher wirkt aber die Abstützung an den Baumstämmen zusätzlich gegen die Lawinenbildung.

Zusammenfassend kann heute gesagt werden, daß der geschlossene, immergrüne Nadelwald das Anbrechen von Waldlawinen darum verhindert, weil:

- die Schneeablagerung im Wald unter gestörten Bedingungen stattfindet;
- die Waldschneedecke keine ausgeprägte, homogene Schichtung aufweist;
- im Bestand geringere Schneemengen liegen;
- der frisch abgelagerte Neuschnee stärker verdichtet wird;
- die aufbauende Schneemetamorphose nur örtlich stattfindet;
- die Reifbildung beim Waldbestandesklima unterbleibt;
- die Baumstämme und der Unterwuchs die Schneedecke mechanisch abstützen bzw. eine Verzahnung bewirken.

3. Waldlawinen im heutigen und zukünftigen Gebirgswald

Waldlawinen, wie sie hier definiert wurden, sind keineswegs Ereignisse jüngeren Datums (GIESCH 1863, ZDAREK 1892). MERWALD (1975), FIEBIGER (1975), GAYL (1975) und IN DER GAND (1976) haben jedoch in den letzten Jahren auf das vermehrte Auftreten dieser Lawinen hingewiesen. Dabei wurden die Überalterung der Bestände, die hohe Wilddichte, die Waldbeweidung und teilweise die Alpwirtschaft als Ursachen des prekären Waldzustandes genannt.

3.1 Einige gefährdete Waldbestände

Die bis jetzt gemachten Beobachtungen lassen darauf schließen, daß es Stellen mit bestimmten Merkmalen gibt, die zu einem häufigeren Auftreten solcher Lawinen neigen. Es sind dies:

- windexponierte Kretenlagen mit einem verlichteten Baumbestand, an denen sich durch Schneeverfrachtungen Schneeansammlungen und Wächten bilden;
- bewaldete Hanglagen aller Expositionen, die mit steilen Felspartien durchsetzt sind, aus denen Lockerschneelawinen anbrechen können;
- Waldbestände mit Grasunterwuchs, deren Hangneigung 28° - 55° beträgt und die in Höhen über 1200 m ü.d.M. stocken (insbesondere Sonnenhänge mit Schneegleiten);
- winterkahle oder natürliche Blößen an Hängen über 30° Neigung, die in der Hangfallinie größer als 30 m und in der Niveaulinie größer als 50 m sind bzw. deren Ausdehnung die doppelte Baumhöhe mißt;
- stark verlichtete Bestände an der oberen Waldgrenze.

Da die Waldlawinen in der Regel infolge mangelnder Ausdehnung und Beobachtung keinen Eingang in die Lawinenstatistik finden, ist es kaum möglich, eine Angabe über die betroffenen Waldflächen zu ermitteln. Daß diese Lawinen doch recht verbreitet sind, ergibt sich aus den Beobachtungen des Lawinenwinters 1974/75. Nach IN DER GAND (1978) sind in diesem Winter auf insgesamt 556 Waldschadenlawinen in den Schweizeralpen 26 typische Waldlawinen verzeichnet worden.

3.2 Mögliche Folgen aufgelichteter Bestände

In Anbetracht der Tatsache, daß die Schweiz rund 2000 km² Gebirgswald an Hängen über 30° Neigung (d. h. im potentiellen Lawinenanrißgebiet) aufweist und daß sich das Waldsterben den bereits vorhandenen Problemen überlagert, müssen wir uns fragen: wie verändern sich die Bedingungen bezüglich Lawinenbildung im Wald, wenn einzelne Bäume absterben oder gar baumlose Flächen (Blößen) im Wald entstehen? Die eingangs erwähnten Medien haben diese Frage mit "besorgniserregend" bis "katastrophal" beurteilt. JOBST u. KARL (1984) sehen hier ebenfalls ein sehr ernstes Problem, setzen dies aber in ein breiteres Umfeld und sprechen sich für geeignete Maßnahmen aus.

Bevor an dieser Stelle auf die Frage weiter eingegangen wird, soll daran erinnert werden, daß über die Zeit gesehen der Schutzanspruch an den Gebirgswald laufend gestiegen ist. Damit einhergegangen ist auch eine veränderte Einstellung des modernen Menschen gegenüber der Natur. Letztere wird als billiges, unerschöpfliches Allgemein- und Konsumgut betrachtet, welches nach unserem Belieben gebraucht werden kann. Der Glaube an die Technik und an die Machbarkeit lassen auch die Forderung nach einer absoluten Sicherheit aufkommen.

Tatsächlich brechen im geschlossenen, immergrünen Nadelwald auch bei Extremereignissen (Großschneefälle mit lockerem Neuschnee, starke Wärmeeinbrüche) höchst selten Lawinen an. So wie sich die Entwicklungen jedoch heute im Gebirgswald abzeichnen, nimmt die Sicherheit betreffend der Schutzfunktion eher ab. Zu dieser Aussage führen folgende Erkenntnisse:

- Beobachtungen zeigen, daß die Lawinenschutzwirkung des Gebirgswaldes schon bei verhältnismäßig schwacher Auflockerung rasch verloren geht (IMBECK 1984a). Eine Aussage über die Grenze, von der an der Wald die Lawinenbildung nicht mehr verhindern kann, ist nicht allgemein, sondern nur für einen bestimmten Waldtyp auf einem bestimmten Standort möglich. Ebenso kann eine mögliche Aussage nur eine statistische Bedeutung haben.
- Als Hauptgrund für die abnehmende Schutzwirkung des Waldes mit zunehmender Auflockerung wird die geringere Störung der Schneedecke durch herabfallenden Interzeptionsschnee angesehen. Diese Störungen sind auf einen verhältnismäßig kleinen Umkreis eines Baumes begrenzt. Stehen die Bäume nicht mehr dicht genug, so gelangt zwischen den Kronen mehr Neuschnee ungestört und mit einer kleineren Dichte als im Freiland zu Boden. Fällt nachträglich ein Schneeklumpen von der Baumkrone in diese ungenügend verfestigte Neuschneeauflage, so kann dadurch eine Lockerschneelawine ausgelöst werden. Ähnlich läßt sich die Lawinenbildung nach starker Erwärmung erklären. Diese aus der

Beobachtung gewonnene Modellvorstellung bedarf jedoch der weiteren Abklärung.

- Bei den im Wald anbrechenden Lawinen handelt es sich vorwiegend um Lockerschneelawinen. Schneebrettanrisse entstehen meist zwischen einzelstehenden Bäumen und Baumkollektiven an der Waldgrenze und größeren baumlosen Flächen (Lawinenzüge, Waldwiesen, Blößen). Dies zeigt, daß im aufgelockerten Wald vorerst Lockerschneelawinen abgehen, daß Schneebrettanbrüche aber noch weitgehend verhindert werden können und erst bei freilandähnlichen Bedingungen entstehen.

3.3 Problemkomplex Waldlawinen

Die bis jetzt vorhandenen Erkenntnisse genügen bei weitem noch nicht, um jene Faktorenkombination erkennen zu können, die bei einem bestimmten Wald an einem gegebenen Standort zum Anriß einer Waldlawine führt. Forschungsansätze, die in diese Richtung weisen, wurden von FIEBIGER (1978a, 1978b), SIEGEL (1984) und IMBECK (1984a, b) aufgezeigt. Die Schwierigkeit liegt darin, daß der Komplex Wald-Schneedecke-Lawinen ein dynamisches System ist, das einem stetigen Wandel unterworfen ist. Die Bestandesmerkmale des Waldes (siehe Abb. 2) stehen in enger Beziehung zu den Standortsfaktoren. Sie sind es aber auch, welche die Schneeablagerung und den Schneedeckenaufbau wesentlich beeinflussen. Das Klima, die Luftqualität, die Gebirgswaldpflege, die Wilddichte, die Schädlinge, die Schneebewegungen allgemein und die Erosion sind einige Faktoren, die ihrerseits nachhaltig auf die Bestandesmerkmale einwirken. Neben der Komplexität des zu untersuchenden Systems ist es die Systemdynamik, d. h. dessen eigene Variabilität über die Zeit sowie die unterschiedliche zeitliche Variabilität der Systemglieder, welche die Herleitung der Auslösemechanismen von Waldlawinen besonders erschweren. Wie aus Abb. 2 ersichtlich ist, besteht das System Gebirgswald aus mehreren Regelkreisen (z. B. Waldbestand/Interzeption/Bestandesklima oder Waldbestand/Interzeption/Schneedecke oder Erosion/Waldbestand/Interzeption/Schneedecke/Waldlawine u.a.m.), die miteinander verkoppelt sind. Die sogenannten unabhängigen Standortsfaktoren (GIGON 1975) sind nur insofern von Bedeutung, als sie die Grundvoraussetzungen betreffend Waldaufbau, Schneedecke und Standortscharakteristika vorgeben (Kausalbeziehung). Daneben gilt es insbesondere, die spezifischen Waldstandortsfaktoren, wie Bestandesklima, Mikrorelief, Wilddichte usw. zu berücksichtigen (korrelative Beziehung).

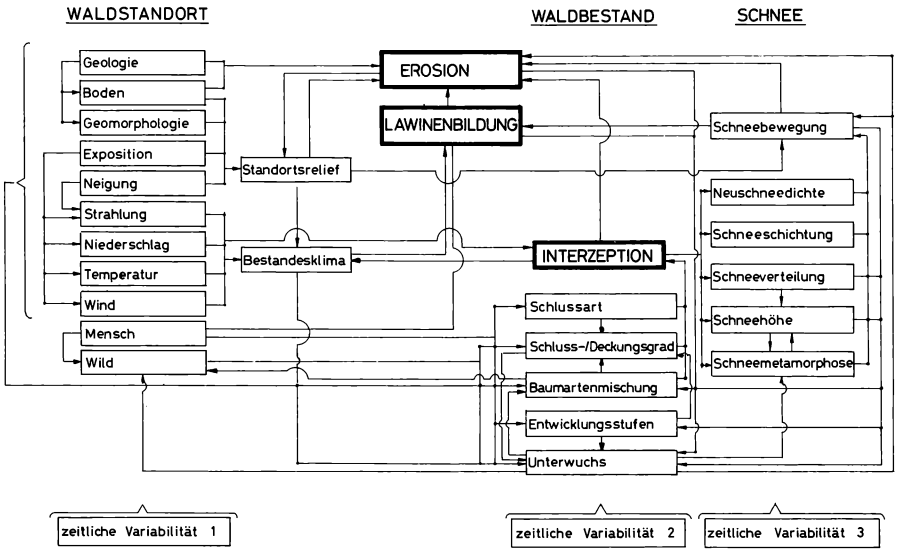


Abb. 2: Mögliches, vereinfachtes Beziehungsgefüge zwischen Standortsfaktoren, Bestandes- und Schneemerkmalen in einem Gebirgswald.

Wir gehen von der Annahme aus, daß die Waldlawinenbildung nicht losgelöst vom Problem der allgemeinen Schneebewegungen im Wald (Kriechen, Gleiten) und von der Erosion betrachtet werden kann. Dies deshalb, weil die Waldstruktur und -textur von diesen beiden Faktoren stark geprägt wird. Weiter neigen wir zur Ansicht, daß dem Unterwuchs (Bodenvegetation, Strauchschicht) bisher zu wenig Bedeutung beigemessen wurde. Auf der Seite der Schneedecke wird bei der Schneemetamorphose ein wichtiges Glied vermutet.

Waldlawinen müssen nicht als eine unausweichliche Tatsache angesehen werden; Waldlawinen entstehen bzw. es werden Voraussetzungen geschaffen, die solche entstehen lassen. In diesem Sinne teilen wir die Ansicht von LAATSCH (1977), daß den kleineren Schneebewegungen im Wald vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt werden muß, um das größere Ereignis, d. h. die Waldlawine, möglichst zu verhindern. Dazu ist es jedoch notwendig, das Beziehungsgefüge zwischen Waldstandortsfaktoren, Bestandesmerkmalen des Gebirgswaldes und Schneedeckenmerkmalen besser zu kennen.

4. Maßnahmen zur Förderung der Lawinenschutzwirkung des Waldes

Aufbauend auf den jetzigen Kenntnissen können Maßnahmen zur Förderung der Lawinenschutzwirkung unserer Gebirgswälder empfohlen werden. Solche Maßnahmen sind auf zwei Ebenen zu verwirklichen: auf einer waldbaulichen und einer technischen Seite.

4.1 Waldbauliche Maßnahmen

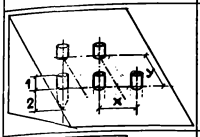
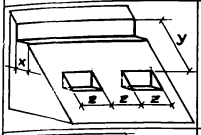
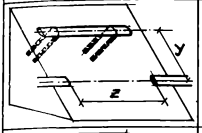
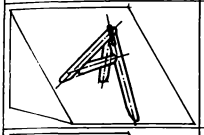
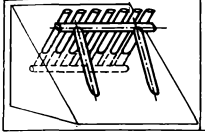
Auf der Seite der Gebirgswaldpflege soll eine möglichst große Kroneninterzeption angestrebt werden. Bei einer Abnahme der Überschirmung von 30 % (50 %) nehmen die Schneehöhen im Bergmischwald um mindestens 5 % (15 %) zu (BERTHOLD 1980) und der Schneedeckenaufbau wird weniger gestört. Mit einer Plenterstruktur kann zudem eine kontinuierliche Verjüngung des Bestandes erreicht (TREPP 1981) und die ungleichförmige Schneedeckenentwicklung gefördert werden. Wo größere Öffnungen notwendig sind, sollen keine Löcherhiebe vorgenommen sondern lange und schmale Schneisen schräg zur Hangfallinie (max. Ausmaß: 30 m in der Hangfallinie, 50 m in der Niveaulinie) angelegt werden (IMBECK 1984b). Legföhren und Alpenerlenbestände in Lawinenanrißgebieten wirken durch vermehrte Schwimmschneebildung eher lawinenfördernd und sind darum möglichst umzuwandeln. Absterbende Bäume im Lawinenschutzwald sollte man im Zweifelsfalle stehen lassen, wenn keine schwerwiegenden waldsanitarischen Gründe bzw. Erosionsgefährdung dagegen sprechen. Natürlich vorhandene oder aufkommende Verjüngung ist mit geeigneten Pflegemaßnahmen (dosierter Regelung des Lichtgenusses, Beseitigung der Vegetationskonkurrenz und Stabilitätsförderung, technischer Schutz) zu fördern.

Nach FREY (1985) ist für die Pflanzung zu beachten, daß nur qualitativ einwandfreie Pflanzen geeigneter Herkunft (bei ungünstigen Verhältnissen Topfpflanzen) verwendet werden. Bei günstigen Kleinstandorten (kleine Erhebungen, um Stöcke herum, kleine Verflachungen im Hang, Stellen mit geringer Vegetationskonkurrenz, Stellen unmittelbar unterhalb von technischen Maßnahmen, auf Bermen) soll mit engem Pflanzabstand (40 - 80 cm) gearbeitet werden; ungünstige Kleinstandorte sollte man nicht auspflanzen (FREY 1985). Grundsätzlich schützt sorgfältige, überwachte Arbeit und laufende Pflege vor Mißerfolgen. Auch der Wilddichte muß die notwendige Aufmerksamkeit geschenkt werden und nötigenfalls sind Einzäunungen zu erstellen.

4.2 Technische Maßnahmen

Es gibt eine Reihe von technischen Maßnahmen (siehe Tab. 1), die insbesondere an jenen Stellen zu verwirklichen sind, die als besonders ungünstig gelten. Dazu gehört das Anbringen von Verwehungsverbauungen in Kombination mit temporärem Holz-Stützverbau im Bereich der Zonen mit den maximalen Schneeansammlungen, um Wächtenbildung an windexponierten Kretenlagen zu verhindern. Gute Dienste leisten permanente Stahl-Stützwerke mit einem Diagonalgeflecht auf dem Rost oder an deren Stelle ein Damm aus Steinkörben, um Lockerschneebewegungen aus bewaldeten Hanglagen mit Felspartien aufzufangen. In Steilhang-Buchenwäldern, aber auch in Reitgras-Fichtenwäldern und Lärchen-Arvenwäldern kann die Bodenrauhigkeit durch Pfählungen

Tab. 1: Technische Maßnahmen gegen Schneegleiten und Lawinen im potentiellen Waldgebiet.

	Massnahme	Abmessung x, z (cm)	schiefe Abstände y (cm)	Höhe (cm)	Holzdurchmesser (cm)	Literatur
	Pfählungen	Abstand x: 100 - 200	100 - 200 (je steiler der Hang desto enger)	über Boden: 30 - 50 im Boden: 60 - 100 (Verh. 1:2)	um 10	in der Gand, H.R. (1968)
	Bermentritte	Breite x: 30 - 40 Länge z: durchgehend bzw. aufgelöst 50 - 100 cm	28^0 - 35^0: 140 - 120 35^0 - 40^0: 120 - 100 40^0 - 45^0: 100 - 80	-	-	in der Gand, H.R. (1968)
	Schwelle mit Seilanker	Länge z: ≈ 400 durchgehend, aufgelöst bzw. dem Gelände/ Restbestand angepasst	100 - 300 (je steiler der Hang desto enger)	-	18 - 25	Seilanker wie bei temp. Stützverbau (Blatt in Baumappe EISLF)
	Gleitschutz-Stützwerke 3-Bein-Böcke		z.B. angepasst an Rottenpflanzung (bergseitiger Schutz)	140 - 150	15 - 20	in der Gand, H.R. (1968)
	temporärer Stützverbau	Länge: ≈ 400 durchgehend, aufgelöst bzw. dem Gelände/ Restbestand angepasst	gemäss Richtlinien BFF/EISLF (1968)	entsprechend extremer Schneehöhe	aus Tabelle in Baumappe	Baumappe bei EISLF erhältlich EISLF (1982)

erhöht werden. In alten, nicht mehr genutzten Reistzügen oder bereits bestehenden, kleineren Runsen ist ein temporärer Holz-Stützverbau angezeigt. Bei flachgründigen Böden sind an Stelle der Pfählungen Holzschwellen mit Seilanker zu verwenden. Die Erhöhung der Bodenrauhigkeit stellt jedoch nur eine Maßnahme gegen Schneegleiten und nicht gegen Lawinen dar. Als Sofortmaßnahme von nur kurzer Lebensdauer können in Blößen Baumstrünke mit Querstämmen dienen. In jedem Falle ist diese Maßnahme nach einigen Jahren durch temporären Holzstützverbau zu ersetzen.

5. Folgerungen

Die Ausführungen zeigen, daß jede Entwicklung, die zu einer Auflockerung oder gar Blößenbildung im Gebirgswald führt, eine Erhöhung der Lawinengefahr bedeutet. Damit wird deutlich, daß bereits heute dort mit Maßnahmen zur Förderung des Lawinenschutzwaldes begonnen werden muß, wo die Waldstruktur ohnehin ungünstige Voraussetzungen aufweist und Objekte zu schützen sind. Um noch differenzierter entscheiden zu können, wo und ab welchem Waldzustand sich Maßnahmen aufdrängen, muß auch ein vertiefter Einblick in die hier beschriebenen komplexen Beziehungen gewonnen werden.

Letzteres wird nur dann möglich sein, wenn die Forschungsschwerpunkte entsprechend ausgerichtet und verfolgt werden.

Literatur

BERTHOLD J., 1980: Schnee im Bergmischwald. Diplomarbeit Ludwig-Maximilian-Universität München: 83 S.

BFF/EISLF, 1968: Lawinenverbau im Anbruchgebiet. Richtlinien des Eidg. Oberforstinspektorates für den Stützverbau. Mitt. EISLF 29: 68 S.

BRECHTEL H.M., 1976: Schneeansammlung und Schneeschmelze im Wald und im Freiland. Proc. XVI IUFRO congr. [Oslo] I: 300 - 310.

COAZ J., 1881: Die Lawinen der Schweizeralpen. Bern (Schmid): 147 S.

EISLF, 1982: Baumappe Rundholz-Schneerechen, Typ EISLF.

FANKHAUSER F., 1853: Über die Entstehung der Lawinen und Schutzmittel dagegen. Schweiz. Forst-Journal 4: 1 - 7.

FIEBIGER G., 1975: Lawinen aus dem Walde. Allg. Forstzeitung 86: 330 - 331.

FIEBIGER G., 1978a: Ursachen von Waldlawinen im Bereich der nordöstlichen Randalpen. Diss. Univ. Bodenkultur Wien: 405 S.

FIEBIGER G., 1978b: Waldbauliche Planung in lawinenzügigen Wäldern. Cbl. ges. Forstwes. 95: 199 - 217.

FREY W., 1985: Schäden durch Schneelast in Fichtenaufforstungen: Folgerungen, Behandlungsvorschläge. Schweiz. Z. Forstwes. 136: 311 - 319.

GARY H.L., 1979: Duration of snow accumulation increases after harvesting in lodgepole pine in Wyoming and Colorado. USDA For. Serv. Res. Note RM-366: 7 p.

GARY H.L., TROENDLE Ch.A., 1982: Snow accumulation and melt under various stand densities in lodgepole pine in Wyoming and Colorado. USDA For. Serv. Res. Note RM-417: 7 p.

GAYL A., 1975: Wald, Schneemetamorphose und Lawinen. Innsbruck (Interpraevent): 283 - 292.

GIESCH A., 1863: Der Schneedruck und die Lawinenverheerungen im Winter von 1862 auf 1863. Schweiz. Z. Forstwes. 13: 141 - 144.

GIGON A., 1975: Über das Wirken der Standortsfaktoren; kausale und korrelative Beziehungen in jungen und in reifen Stadien der Sukzession. Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. 51: 25 - 35.

GOODELL B.C., WILM A.G., 1955: How to get more snow ater from forest lands. Yearbook of Agric.: 228 - 234.

GOODELL B.C., 1959: Management of forest stands in western United States to influence the flow of snow-fed streams. Int. Ass. Sci. Hydrol. 48: 49 - 58.

JOBST E., KARL J., 1984: Mögliche Folgen des Waldsterbens im Hochgebirge. Forstw. Cbl. 103: 186 - 194.

IMBECK H., 1984a: Lawinenbildung im Wald und deren Wirkung in der Region Davos. Schlußbericht des Forschungsprojektes 107.80. EISLF Int. Ber. 626: 21 S.

IMBECK H., 1984b: Schneeverteilung und Schneedeckenentwicklung in einem subalpinen Fichtenwald in steiler Nordhanglage. In: Schneehydrologische Forschung in Mitteleuropa. (Tagung Hann. Münden) Dt. Verb. Wasserwirtschaft und Kulturbau 7: 285 - 315.

IMBECK H., 1986: Verjüngungsökologische Untersuchungen in einem subalpinen Fichtenwald, mit spezieller Berücksichtigung der Schnee- und Lawinenverhältnisse. Mitt. EISLF:

IN DER GAND H., 1968: Aufforstungsversuche an einem Gleitschneehang. Ergebnisse der Winteruntersuchungen 1955/56 bis 1961/62. Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. 44: 229 - 326.

IN DER GAND H., 1976: Waldschadenlawinen und Waldschäden der Lawinenkatastrophe vom April 1975 in den Schweizer Alpen. Winterbericht EISLF 39: 3 - 15.

IN DER GAND H., 1978: Wald als Lawinenschutz. Mitt. Forstl. Bundesversuchsanst. Wien 125: 113 - 127.

IN DER GAND H., 1981: Stand der Kenntnisse über Schnee und Lawinen in Beziehung zum Wald in Europa. Proc. XVII IUFRO Congr. [Kyoto] 1: 319 - 337.

IN DER GAND H., KRONFELLNER-KRAUS G., 1984: Wind, Schnee und Wasser und gesunder Wald. Proc. Int. IUFRO-Symp. Strasbourg:

LAATSCH W., 1977: Die Entstehung von Lawinenbahnen im Hochlagenwald. Forstw. Cbl. 96: 89 - 93.

LEAF C.F., 1975: Watershed management in the Rocky Mountain subalpine zone. The status of our knowledge. USDA For. Serv. Res. Paper RM-137: 31 p.

MERWALD I., 1975: Die Schadenlawinen in Oesterreich 1972/73 und 1973/74 und ihre Anbruchgebiete. Allg. Forstz. 86: 377 - 378.

MERWALD I., 1983: Die Schutzfunktion des Waldes vor Lawinen. Allg. Forstz. 94: 325 - 326.

MITSCHERLICH G., 1971: Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 2. Frankfurt a. M.: 365 S.

ODIN H., 1979: Impact of environmental factors on forest development. WMO-Symp. on forest meteorology 1978. WMO-Nr. 527: 1 - 21.

OECHSLIN M., 1956: Der Waldbannbrief von Andermatt am Gotthard. Jb. Ver. Schutz Alpenpfl. und -tiere München 21: 92 - 95.

QUERVAIN M. de, 1979: Wald und Lawinen. In: Mountain forests and avalanches. IUFRO Proc. Davon 1978. Bern (EDMZ): 219 - 239.

SALM B., 1979: Snow forces on forest plants. In: Mountain forests and avalanches. IUFRO Proc. Davos 1978. Bern (EDMZ): 157 - 181.

SIEGEL H., 1984: Grundlagenkatalog für eine Bannwaldbewirtschaftung. Villach (Interpraevent).

TREPP W., 1981: Das Besondere des Plenterns im Gebirgswald. Schweiz. Z. Forstwes. 132: 823 - 846.

ZDAREK R., 1892: Der Wald in der Hochlage. Cbl. ges. Forstwes. 18: 145 - 163.

Adresse:

Dr. Martin Meyer-Grass
Eidg. Institut für Schnee- und
Lawinenforschung (EISLF)
Zweigbüro Flüelastr. 11

CH-7260 Davos-Dorf

Wirkungskontrolle von schwefel- und fluorhaltigen Luftverunreinigungen in Bayern

Ernst Rudolph

S y n o p s i s

In Bavaria exist passive and active bioindicator-monitoring network systems to control effects of sulphur and fluoride air pollutions. The passive system is based on natural growing spruce trees belonging to different networks (2 x 2 km, 8 x 8 km and 16 x 16 km). The active system in based on genetically uniform spruces cultivated in containers (100 x 100 x 50 cm) belonging to a 16 x 16 km network.

Air pollution, bioindicator-monitoring network, fluoride, sulphur.

1. Einführung

Die Erfassung luftgetragener Schadstoffe ist ein aktuelles Thema in der Umweltschutzpolitik von Bund und Ländern. Zwei unterschiedliche Kontrollsysteme stehen dabei heute zur Verfügung: Ein Weg der Messung basiert auf dem Aufbau stationärer bzw. mobiler Meßeinheiten, deren Geräte auf der Grundlage von physikalisch-chemischen Verfahren in der Lage sind, die Konzentrationen einzelner Schadstoffe in der Atmosphäre zu bestimmen. Der andere Weg, der heute bereits ebenso häufig beschritten wird, besteht im Aufbau sog. Monitoring Systeme, wobei insbesondere pflanzliche Organismen als Bioindikatoren eingesetzt werden.

An diese biologischen Meßverfahren dürfen jedoch keine übertriebenen Anforderungen gestellt werden, da der Einsatz von Bioindikatoren als Akzeptoren für luftverunreinigende Stoffe Grenzen aufweist, die abhängig von der Art der Immission unterschiedlich weit reichen (RUDOLPH 1978). So läßt sich die Immissionswirkdosis solcher Komponenten, die von Pflanzen in den Stoffwechsel einbezogen werden, d. h. Nährstoffcharakter haben (z. B. Stickstoffoxide), nicht oder nur ungenau ermitteln, da die immissionsbedingte Erhöhung des Stickstoffgehaltes vergleichsweise gering ist und im allgemeinen innerhalb des Streubereiches für den natürlichen Gehalt liegt. Andererseits führen solche Immissionskomponenten, die für die Pflanze die Funktion eines Spurenelementes aufweisen bzw. in geringen Dosen toxisch wirken (wie z. B. viele Schwermetalle oder Fluoride), zu einem signifikanten Anstieg der betreffenden Komponente. In diesem Fall kann der Nachweis einer erfolgten Immission relativ leicht und genau geführt werden.

Je höher also der natürliche Gehalt einer Komponente ist, desto schwieriger wird es, deren Anreicherung aus der Luft über eine chemische Blattanalyse zu ermitteln. Deshalb ist der Einfluß von Randbedingungen durch Standardisierung der Probenahmen so zu reduzieren, daß sich der Meßwert aus dem Rauschen (der natürlichen Schwankungen) abhebt. Am geringsten sind die Randbedingungen in den Fällen standardisiert, in denen die Untersuchungen an der gewachsenen Vegetation vorgenommen werden, also beim sog. passiven Monitoring. Werden die Pflanzen hingegen unter standardisierten Bedingungen exponiert, wird also aktives Monitoring betrieben, so lassen sich die Randbedingungen einengen, wodurch eine bessere Reproduzierbarkeit der Ergebnisse erreicht wird. Beide Verfahren sind beim Bayer. Landesamt für Umweltschutz (LfU) im Einsatz; sie werden hier kurz vorgestellt.

2. Passives Monitoring durch Standortsfichten

Bereits seit über 10 Jahren bedient sich das LfU zur Wirkungskontrolle schwefel- und fluorhaltiger Immissionen des passiven Monitorings, wofür Fichten als repräsentative Vertreter von Waldgesellschaften auf der Grundlage des Gauß-Krüger-Koordinatensystems in der Natur ausgewählt wurden (RUDOLPH 1978, LA 1978-1985). Die Größe der einzelnen Meßgebiete beträgt im Bereich der amtlich ausgewiesenen Belastungsgebiete 2 x 8 km und landesweit 16 x 16 km bzw. 8 x 8 km. Das System des Meßnetzes erstreckt sich seit zwei Jahren auch über Österreich und neuerdings über Slowenien.

Das einmal jährlich im Herbst an den Gitterschnittpunkten entnommene einjährige Nadelmaterial wird hinsichtlich seines Schwefel- und - soweit erforderlich - auch seines Fluorgehaltes untersucht. Die Ergebnisse werden für die Belastungsgebiete in Form sog. Isolinien dargestellt (Abb. 1); landesweit wird für jedes Meßgebiet (16 x 16 km bzw. 8 x 8 km) aus den Daten der Eckpunkte der Mittelwert gebildet. Der so erhaltene Flächenwert kann dann vorgegebenen Belastungsstufen zugeordnet werden (Abb. 2).

3. Aktives Monitoring mit Klonfichten

Das wohl bekannteste pflanzliche Bioindikationsverfahren im aktiven Monitoring ist die Ausbringung der Scholl'schen Graskultur (Welsches Weidelgras - *Lolium multiflorum* LAM. ssp.), welche in der VDI-Richtlinie 3792/1 (1978) beschrieben ist. Bedingt durch die personal- und kostenintensive Betreuung dieses Verfahrens (14- bzw. 28tägiger Wechsel der Kulturen) ist eine sinnvolle Exposition der Scholl'schen Graskultur in der Regel auf lokal eng begrenzte Belastungsräume reduziert. Dem heutigen Anspruch von landesweit aufzubauenden Wirkungskatastern zur routinemäßigen Umweltüberwachung kann mit diesem Expositionsverfahren nicht nachgekommen werden. Wenn jedoch die Vorzüge eines aktiven Monitorings (hohe Standardisierung der Exponate) auch in überregionalen Untersuchungen zur Anwendung kommen sollten, mußten neue Wege in der Bioindikation erforscht und erprobt werden.

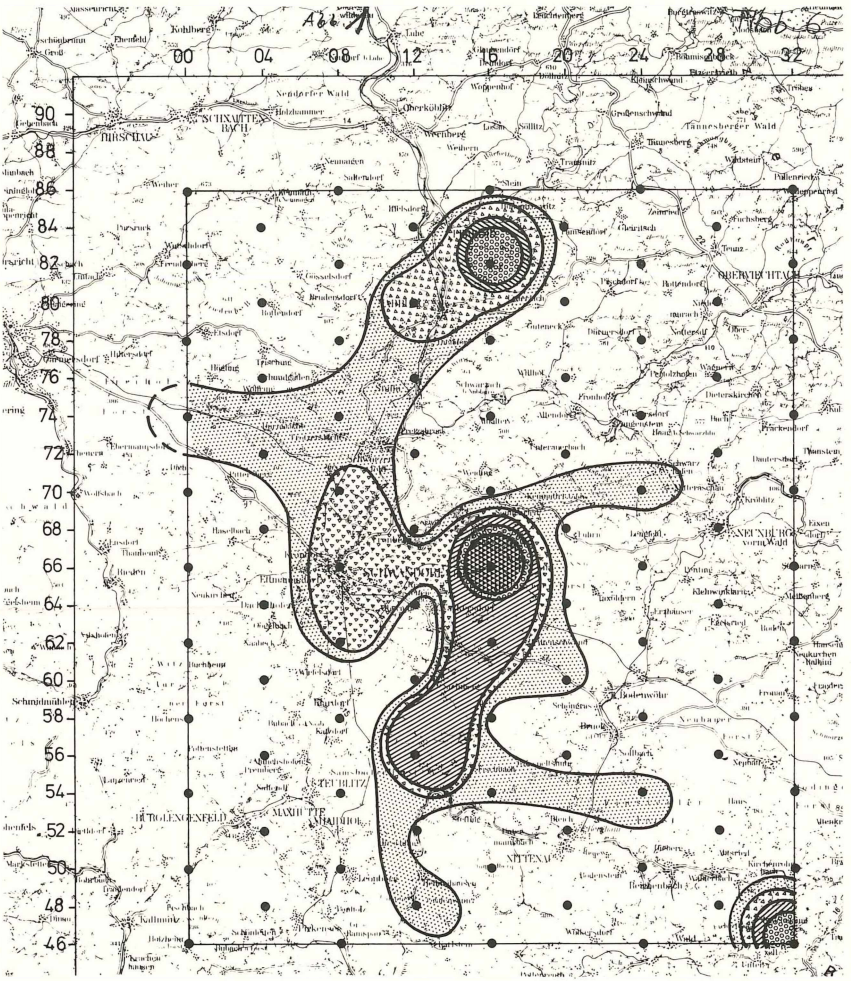


Abb. 1: Räumlich begrenztes Bioindikatornetz mit einem Gitterabstand von 8 x 2 km.
Schwefelgehalt als Isoplethendarstellung in Stufen von jeweils 150 µg S/g Trockensubstanz (TS), beginnend mit 1550 µg S/g TS (Raum Schwandorf).

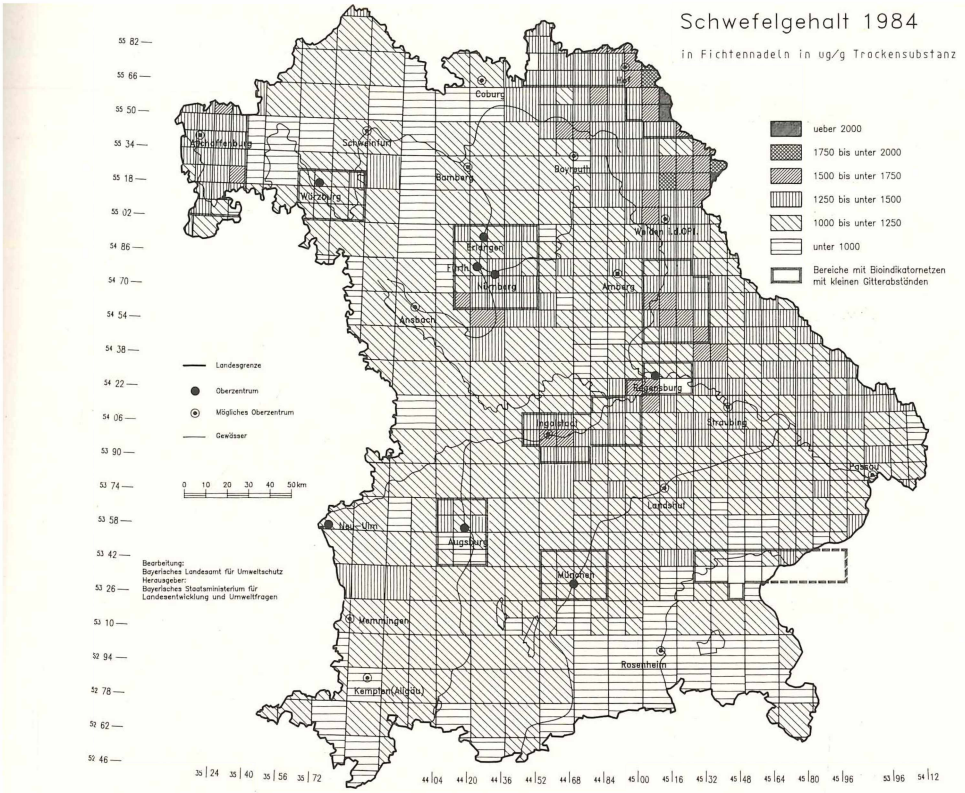


Abb. 2: Raster des flächendeckenden Bioindikatornetzes: Gitterabstand 16 x 16 km bzw. 8 x 8 km. In den stärker umrandeten Bereichen bestehen die noch weiter verdichteten Netze mit einem Gitterabstand von 2 x 8 km. Schwefelgehalt der Rasterflächen als Mittelwert der Werte an den Gitterschnittpunkten.

So wurden mit finanzieller Unterstützung des Umweltbundesamtes während zwei Vegetationsperioden in Bayern landesweite Parallelversuche zur Scholl'schen Graskultur durchgeführt. Es galt zu ermitteln, ob *Picea abies* (in Containern) die gleichen Anreicherungseffekte zeigt wie *Lolium multiforum* und damit zur Schadstofferfassung das gleiche Einsatzspektrum gedeckt werden kann wie mit der Graskultur. Durch Ausschluß unterschiedlicher Einflüsse aus Boden und Standraum sowie dem Alter konnte mit dem neuen System in der Tat eine weitaus bessere Reproduzierbarkeit der Ergebnisse als mit Standortsfichten erreicht werden, so daß das neue Verfahren als ein der Graskultur gleichwertiges Verfahren anzusehen ist (ZIMMERMANN, RUDOLPH 1986).

Auf Grund dieser positiven Ergebnisse wurde vom LFU in den Jahren 1983/84 ein landesweites 16 x 16 km Rasternetz mit ca. 300 Expositionsstellen eingerichtet. Zur Exposition wurde ein spätaustreibender Fichtenklon verwendet. Das Pflanzmaterial wurde paarweise in handlsüblichen Pflanzcontainern exponiert, deren Größe ca. 100 x 100 x 50 cm beträgt. Als Substrat dient eine Einheitserde mit der Zusammensetzung 30 % Ton, 40 % Weißtorf und 30 % Stabilisator (Lavaschlacke) zur Gewährleistung einer guten Durchlüftung und eines guten Wasserabzuges. Der pH-Wert war zum Zeitpunkt der Ausbringung auf pH 5.6 eingestellt.

Eine erste Probenahme erfolgte 1986. Sie soll wie bei den Standortsfichten jeweils im Herbst eines jeden Jahres erfolgen. Neben dem S- und F-Gehalt werden nicht nur weitere schadstoffrelevante Elemente untersucht werden, sondern auch Hauptnährstoffe. Neben diesen analytischen Daten lassen sich weitere Wirkungsgrößen zur Bewertung der Umweltqualität heranziehen. Dies sind u. a. Benadelungsgrad, Wachstum, Bonitierung der Nadeln nach Farbe, Nekrosen bzw. Chlorosen sowie das Nadelgewicht. Somit ist also eine Kopplung der Eigenschaften von sensiblen und akkumulierenden Indikatoren gegeben. Weiterhin wäre z. B. auch die Möglichkeit für physiologische oder anatomische Untersuchungen gegeben, ggf. in interdisziplinärer Zusammenarbeit.

Literatur

LA (Landesamt für Umweltschutz), 1978 - 1985: Lufthygienische Jahresberichte, Schriftenr. LA Umweltschutz München.

RUDOLPH E., 1978: Immissionswirkungen an Pflanzen. Schriftenr. LA Umweltschutz München 9:

VDI (Verein Deutscher Ingenieure), 1978: Verfahren der standardisierten Garskultur. In: VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Richtlinie 3792 (Blatt 1).

ZIMMERMANN R.D., RUDOLPH E., 1986: Klon-Fichten - Ein neuer Bioindikator im aktiven Monitoring. Allg. Forstzeitschr. 41(1/2):

Adresse:

Ernst Rudolph
Bayer. LA f. Umweltschutz
Rosenkavalierplatz 3

D-8000 München 81

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Räumliche und zeitliche Struktur der Wirkungen von S-, N- und O_3-haltigen Luftverunreinigungen in Bayern

Ernst Rudolph

S y n o p s i s

The distribution pattern both of sulphur content in spruce needles and of SO_4^{--}- and NO_3^{--}-content in rainwater, and for corrosion of metal are similar. An other pattern is given by the input of S- or N-containing rainwater components and effects by ozone.
A decline of S- and N-containing components of rainwater in course of time is indicated. No declaration can be given for ozone effects because the time of observation is too short.

Corrosion, elastomere, NO_3^{--}, ozone, rainwater, spruce (needles), sulphur, SO_4^{--}.

1. Einführung

Zur Wirkfeststellung schwefel- und stickstoffhaltiger Luftverunreinigungen, sowie von Ozon bestehen landesweite Meßnetze. Das erste Netz wurde 1977 zur Wirkfeststellung S-haltiger Immissionen eingerichtet und besteht aus ca. 750 Standortsfichten, die ein Raster mit Gitterabständen von 16 x 16 km bzw. 8 x 8 km aufweisen.

An insgesamt 24 Meßstellen dieses Netzes werden seit 1983 u. a. auch die Gehalte und Einträge von Sulfat, Nitrat und Ammoniak in den Niederschlägen erfaßt.

Dieses Meßnetz dient ferner zur Wirkfeststellung an zwei Materialien. Zum einen wird an Stahlplättchen die Summenwirkung säurebildender Schadgase - wohl in erster Linie von SO_2 und NO_x - als Korrosionsrate bestimmt, zum anderen wird die Wirkung von Photooxidantien - vorwiegend Ozon - als Abnahme der Reißfestigkeit bei Elastomeren ermittelt.

2. Räumliche Verteilungsmuster

Aus einer vergleichenden Betrachtung räumlicher Verteilungsmuster über die Wirkung säurebildender Schadgase ergibt sich, daß die Schwefelanreicherung in Fichtennadeln, die Sulfatgehalte der Niederschläge sowie die Metallkorrosion ähnliche Muster aufweisen. Hierbei sind in Nordbayern im allgemeinen stärkere Wirkungen als in Südbayern erkennbar. Da die S-Aufnahme in Fichtennadeln, wie aus der Literatur bekannt ist (ARNDT et al. 1983), wesentlich von der trockenen Deposition bestimmt wird, kann gefolgert werden, daß auch bei der Metallkorrosion diese eine wichtige Rolle spielt. Umgekehrt dürfte - wie das ähnliche Verteilungsmuster des SO_4-Gehaltes vermuten läßt - auch die nasse Deposition trotzdem für die Stoffbilanz der Fichtennadeln nicht völlig unbedeutend sein. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn die Cuticula der Nadeln bereits durch klimatische Streßsituationen oder durch gasförmige Luftverunreinigungen geschädigt ist.

Abweichende Verteilungsmuster zeigen hinsichtlich des Eintrages S- und N-haltige Niederschlagskomponenten. Sie erreichen im Bereich der Mittelgebirge sowie im Alpenraum als Folge der höheren Niederschlagsmengen ihre Maxima. Nachdem ihr Verteilungsmuster weder mit dem Muster des S-Gehaltes in Nadeln, noch mit dem der Korrosionsrate korreliert, ist zu folgern, daß Wirkungen der nassen Deposition primär konzentrationsbedingt sind.

Die in den Jahren 1983 und 1984 an Elastomeren durchgeführten Wirkungserhebungen lassen erkennen, daß deren Reißfestigkeit am stärksten im Bereich der ostbayerischen Grenzgebirge (Fichtelgebirge, Oberpfälzer und Bayerischer Wald) sowie im Spessart abnimmt. Demgegenüber erweist sich das Alpenvorland als west-ost gestreckter Senkenbereich mit günstigeren Werten. Am Alpenrand hingegen ist ebenfalls eine verringerte Reißfestigkeit zu verzeichnen. Hier dürfte vermutlich auch die Höhenlage der Meßstellen eine Rolle spielen, da zwischen der Höhenlage und der Abnahme der Reißfestigkeit ein statistischer Zusammenhang erkennbar ist (RUDOLPH 1986).

Die Ozonwirkungen sind sicherlich nicht nur auf unterschiedliche Konzentrationen zurückzuführen, sondern auch als Temperatureffekt zu werten. Wie Begasungsversuche gezeigt haben, geht mit abnehmender Temperatur eine verstärkte Wirkung einher, was gleichfalls auch mit zunehmender Höhenlage der Fall ist. Demnach könnten nicht nur bei Pflanzen, sondern auch bei Elastomeren Immissionen zu einer Wirkungsverstärkung führen.

3. Zeitliche Entwicklung

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung zwischen 1977 und 1983, so ergibt sich für die Anreicherung schwefelhaltiger Immissionen in Fichtennadeln vielfach eine abnehmende Tendenz, nicht nur in höher, sondern auch in schwach belasteten Bereichen.

Tab. 1: Entwicklung der immissionsbedingten S-Anreicherungen in Fichtennadeln im Zeitraum von 1977 - 1982

Anreicherungswert gegenüber einem Grundwert von 1250 µg S/g TS		Flächenanteil in %						
		1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
0	(Grundwertfläche)	24	21	50	53	58	52	79
1 - 250	(1. Anreicherungsw.)	43	47	34	37	30	40	15
251 - 500	(2. ")	24	17	12	6	11	7	5
501 - 750	(3. ")	4	7	2	1	1	1	1
750	(4. ")	4	1	1	0	0	0	0
Anreicherungswert im Landesmittel (µg/g TS)		207	243	108	8	43	62	0
tatsächlicher mittlerer Gehalt		1457	1493	1358	1258	1293	1312	1179

Einen Überblick über die im o. g. Zeitraum erfolgte landesweite Entwicklung der Belastung von Fichten durch S-haltige Immissionen gibt Tab. 1.

Betrachtet man die während der Meßperiode zu beobachtenden Schwankungen der chemischen Niederschlagskenngrößen, so fällt für 1983 auf, daß NH_4^+- und SO_4^{--}-Gehalte ähnlich variieren. Die höchsten Gehalte sind im Frühjahr bis Anfang Juli zu verzeichnen, sodann nehmen sie ab. Der NO_3-Gehalt hingegen weist im Herbst die höchsten Konzentrationen auf. Daraus ist zu folgern, daß Sulfat und Ammonium aus anderen Quellen stammen müssen als Nitrat.

In gleicher Weise läßt sich auch für die Photooxidatien- bzw. Ozon-Wirkungen auf Elastomere ein gewisser Jahresgang erkennen. So waren 1983 die höchsten Wirkungen im 2. Quartal gegeben. Die mittlere Abnahme der Reißfestigkeit betrug etwa 260 N. Wie aus den Ozonmessungen an Luftüberwachungs-Stationen des Bayer. LA für Umweltschutz hervorgeht, wies dieses Quartal in der Tat auch die höchsten O_3-Werte auf. Sie sind dann bis zum 3. Quartal stark und bis zum 4. Quartal nur noch geringfügig gesunken. Diese verminderte O_3-Konzentration kommt auch in einer entsprechend verringerten mittleren Abnahme der Reißfestigkeit zum Ausdruck.

Literatur

ARNDT U., KNABE W., PRINZ B., SCHOLZ F., 1983: Wirkungen säurehaltiger Niederschläge auf die Vegetation. In: (Ed. VDI): Säurehaltige Niederschläge.

RUDOLPH E., 1986: Verwendung einer Vergleichs-Elastomers als Wirkungsobjekt für Ozon. Staub-Reinhaltung Luft 46: 393.

Adresse:

Rudolph Ernst
Bayer. LA für Umweltschutz
Rosenkavalierplatz 3

D-8000 München 81

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Die Bedeutung integraler Langzeitmethoden zur Erfassung von Luftschadstoffen

Walter Kosmus

S y n o p s i s

The increasing problem of deforestation has led to control strategies including simple methods, which allow to monitor air pollution levels over broad geographic areas. This part of environmental analytical chemistry encompasses summation or accumulation methods, commonly referred as 'candle methods'. A new type of candle was developed, which is made in form of a cylindric vessel made of clay. Over the surface a sheet of chromatographic paper is fitted, which is impregnated with a chemical system forming reaction products with the pollutant. The porosity of the vessel is such that glycerol diffuses through it in sufficient quantities to support the reaction. The results derived from this method for nitrogen oxides and ozone correlate very well with those obtained from other methods.

Air pollutants, nitrogen oxides, ozone, summation method.

1. Einführung

Entscheidend für die Weiterentwicklung des objektorientierten Teiles der Analytischen Chemie - hier seien als Objekte die Schadstoffe in unserer Atmosphäre verstanden - sind Impulse, die von einzelnen ökologischorientierten Disziplinen, wie Pflanzen- und Tierphysiologie, Klimageographie etc. kommen. Ohne Zweifel steht die Frage nach den Konzentrationen von Luftschadstoffen bzw. ihren Auswirkungen auf Flora und Fauna neben anderen im Zentrum der Beurteilung der Qualität unserer Umwelt. Die Fragestellungen wiederum bestimmen die Überlegungen, welche Methoden zur Messung in Betracht zu ziehen sind. Grundsätzlich kann man drei Gruppen von analytischen Methoden zur Bestimmung von gasförmigen Luftschadstoffen unterscheiden:

- Die erste Gruppe umfaßt die apparativen Methoden. Sie beruhen auf einem physikalisch-chemischen Prozeß, wobei die Schadstoffkonzentration entweder einer Lichtabsorption, einer Lichtemission oder einer elektrochemischen Größe proportional ist. Solche Methoden haben den großen Vorteil der kontinuierlichen Messung (wichtig für Smogalarmstationen) jedoch für einen breitgestreuten Einsatz wesentliche Nachteile, deren bedeutendste die hohen Anschaffungskosten, Versorgung mit elektrischer Energie und intensive Betreuung durch qualifiziertes Personal sind.
- Als zweite Gruppe kommen die naßchemischen Methoden in Betracht. Bei ihnen wird ein bestimmtes Volumen der zu messenden Luft durch eine Reaktionslösung gesaugt und der Umsatz des Schadstoffes mit üblichen analytischen Methoden gemessen. Sie sind von allen Methoden die genauesten, haben aber auch ihre Nachteile. Dadurch, daß sie am personalintensivsten sind, gestatten sie nur eine räumlich und zeitlich begrenzte Messung, was ihrem Einsatz enge Grenzen setzt.
- Grundsätzlich verschieden von den beiden erstgenannten Gruppen, jedoch methodisch mit der zweiten verwandt, ist die dritte Gruppe, die kumulativen oder integralen Langzeitmethoden. Verschieden da sie nicht eine Konzentration im Volumen messen, sondern die Deposition auf einer Oberfläche, verwandt da sie auch chemisch reaktive Systeme benutzen. Bei ihnen wird eine Substanz auf einer zylindrischen Oberfläche der Atmosphäre einen gewissen Zeitraum über ausgesetzt und danach einer Auswertung im Labor zugeführt. Obwohl ihre Genauigkeit unter gewissen Bedingungen, wie Aerodynamik ihres Aufstellungsortes u. ä., leidet, besitzen diese Methoden gerade in Hinblick auf ökologische Fragestellungen entscheidende Vorteile, wobei der bedeutendste vor allem der flächendeckende Einsatz ist, ermöglicht vor allem durch die geringen Kosten. Besonders im

alpinen Gelände, wo jede Talschaft, jedes Becken sein eigenes Mikroklima entwickelt und daraus resultierend seine eigene Immissionsproblematik, bietet sich auf Grund des heutigen Standes der Technik keine Alternative dar.

Die seit langem wohl am häufigsten angewandte Langzeitmethode ist die Bleiperoxid-Kerze oder kurz Bleikerze zur Bestimmung der SO_2-Belastung. Sie wurde bereits 1932 in England entwickelt und hat weltweite Verbreitung erfahren, zahlreiche nationale Standards zu ihrer Herstellung wurden erlassen. Es ist wahrscheinlich diesen Messungen zuzuschreiben, daß dem SO_2 in der Vergangenheit eine besondere pflanzenschädigende Wirkung zugeschrieben wurde, hatte man doch nur für diesen Schadstoff einen gewissen Überblick seiner Verbreitung über größere Gebiete. Diese Rolle wurde in den letzten Jahren mehr und mehr von den Stickoxiden und dem Ozon übernommen, für die es bisher keine ähnlichen Meßmethoden gab.

Wie notwendig offensichtlich eine solche einfache Schadstoffmessung ist, zeigt der Umstand, daß die Bleikerze trotz erheblicher Kritik - eine Übersicht dazu gibt KATZ (1968) - bis heute zahlreich Anwendung findet. Bei einer Bestimmung der SO_2 Belastung wird Bleiperoxid (PbO_2) der Atmosphäre ausgesetzt, meist für die Dauer von einem Monat. Das Bleiperoxid wird in Form einer Paste in Tragant auf ein Leinentuch in der Größe von ca. 10 x 10 cm aufgebracht, dieses wird wiederum rund um einen Zylinder gewickelt, daher die Bezeichnung 'Kerze'. PbO_2 reagiert mit SO_2 zu Bleisulfat, das vom Tuch durch Auskochen mit Sodalösung gelöst wird, worin das Sulfat mit einer üblichen Methode bestimmt wird. Die Bleikerze besitzt viele schwache Punkte. Zuallererst ist das Ergebnis von der Beschaffenheit, d. h. vor allem Korngröße, des verwendeten Bleiperoxides stark abhängig. So ist man gezwungen, selbst für Meßperioden, die sich über mehrere Jahre erstrecken, Bleiperoxid der gleichen Charge zu verwenden. Die Reaktion ist stark feuchtigkeitsabhängig, da der Tragant, ein Kohlenhydrat, die Feuchtigkeit aus der Luft aufnimmt und so die chemische Reaktion gewährleistet; bei längeren Trockenperioden kommt es zu erheblichen Unterwerten. Kontrollanalysen zeigten je nach klimatischen Bedingungen einen Unterschied in der SO_2 Aufnahme um den Faktor 3, was in jahreszeitlich abhängigen Ergebnissen mündet. Diese Probleme führten dazu, daß einige Autoren dieser Methode überhaupt die Berechtigung absprachen, aussagekräftige Ergebnisse zu liefern. Es war daher eine interessante Problemstellung, eine integrale Langzeitmethode zu entwickeln, die einerseits eine jederzeit reproduzierbare Herstellung der Meßanordnung möglich macht und vor allem ein klimatisch unabhängiges Aufnahmevermögen für die Schadstoffe besitzt.

2. Schadstoffmessung mit Hilfe der permeablen Porzellankerze

Die Probleme, die bei der Bleikerze auftraten, waren sozusagen der Ausgangspunkt für die Entwicklung eines neuen Kerzentyps, wobei Bedacht genommen wurde, auch hinsichtlich des Einsatzes ein möglichst universelles System zu entwickeln. Grundlage jeglicher kumulativer Methode und damit die Beziehung ihres Ergebnisses zur tatsächlichen Konzentration in der Luft ist die Depositionsgeschwindigkeit des Schadstoffes auf der Kerzenoberfläche. Definitionsgemäß (CHAMBERLAINE 1960) ist sie der Quotient aus der Zahl der pro Zeiteinheit auf der Kerzenoberfläche zur Reaktion gekommenen Teilchen und ihrer Konzentration in Volumen. Ursprünglich hauptsächlich zur Beschreibung der Aufnahmefähigkeit von radioaktivem Fallout der Atomwaffenversuche in der Atmosphäre durch die Vegetation untersucht, hat diese Art der Fragestellung durch die neuartigen Waldschäden besondere Aktualität bekommen. Die Depositionsgeschwindigkeit kann durch die Oberflächenbeschaffenheit der Pflanzen (BARRY, CHAMBERLAINE 1963; CHAMBERLAINE 1966, 1967; WESELY, HICKS 1977), starken Schwankungen in ihrer Größenordnung unterworfen sein. Durch die Primäreinwirkung von Luftschadstoffen wird die Oberfläche von Nadeln rissiger, die Zahl und die Gestalt der Trichomae wird größer (SHARMA 1985); die Folge davon ist eine höhere Depositionsgeschwindigkeit und dadurch eine verstärkte Aufnahme der Schadstoffe, ein Ablauf, der sich selbst potenziert.

Wie extrem die Depositionsgeschwindigkeit das Ergebnis einer Kerzenmethode beeinflußt, wurde bereits im Vorangegangenen erwähnt, wo die Ergebnisse der SO_2-Messungen sehr stark von der Partikelgröße des verwendeten Bleidioxids abhängen. Um eine reproduzierbare Oberfläche zu erhalten, wird bei der von uns entwickelten Kerze das reaktive System in gelöster Form auf Chromatographiepapier der Atmosphäre ausgesetzt. Diese Papiere haben den entscheidenden Vorteil, daß sie vom Hersteller stets in gleichbleibender Qualität erzeugt werden. Bei der Anbringung am Kerzenkörper ist nur darauf zu achten, daß die Oberfläche keinen Änderungen unterworfen wird und so die Voraussetzung für eine gleichbleibende Deposition der Schadstoffe gegeben ist.

Da es sich bei den Kerzenmethoden um eine chemische Reaktion auf der Oberfläche handelt und nur zum geringen Teil um eine trockene Deposition von Teilchen, muß ein Reaktions-

medium in flüssiger Form gegeben sein. Bei der Bleikerze geschieht dies durch Aufnahme der natürlichen Luftfeuchtigkeit durch das Bindemittel, dem Tragant, was zur Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen führt. Um diesen Umstand zu vermeiden wird bei der Porzellankerze das Chromatographiepapier auf jenem unglasierten Teil des zylindrischen Körpers befestigt, der permeabel ausgeführt ist. In das Innere des Zylinders wird als Reaktionsmedium je nach Art der Messung eine Lösung auf Glycerolbasis gefüllt. Diese diffundiert langsam durch den Porzellankörper und erreicht auf der Außenseite das Papier. Durch geeignete Brenntemperatur wird jene Dichte des Porzellans erreicht, die das richtige Maß an Permeabilität gewährleistet. Erfahrungsgemäß reicht eine Füllung für ca. 6 Wochen, sie ist damit bedeutend länger funktionstüchtig, als die üblichen Expositionszeiten bei Langzeitmethoden währen.

Exponiert werden die Kerzen in der für Bleikerzen üblichen Weise unter einer Glocke, an deren Seitenflächen sich Öffnungen zum Luftdurchsatz befinden. Einesteils dient die Glocke zum Schutz vor Witterungseinflüssen, andererseits macht sie die Messungen nach unseren Untersuchungen von der Windgeschwindigkeit unabhängig, der Luftstrom wird in ihrem Inneren zu einer Art turbulenter Diffusion reduziert.

Nach der Expositionszeit wird das Papier von der Kerze abgenommen und der Auswertung zugeführt. Je nach gebildetem Produkt wird das Papier eluiert und eine übliche Konzentrationsbestimmung durchgeführt. Bei den meisten Bestimmungen kann dieser Schritt durch einen automatischen Probegeber personalunabhängig vorgenommen werden, was die Bestimmung einer großen Zahl von Proben in relativ kurzer Zeit ermöglicht.

3. Geeignete Systeme zur Bestimmung von Luftschadstoffen

Nachstehend sind einige chemische Systeme angeführt, die sich für diesen Kerzentyp eignen, wobei die Ausarbeitung der Methode zur Bestimmung der Stickoxide abgeschlossen ist und sich in Feldversuchen bestens bewährt hat. Die übrigen Methoden wurden wohl mit Begasungsversuchen in Kammern im Labor getestet, eine breite Erprobung in Feldversuchen ist wegen des Fehlens einer gewissen Anzahl von automatischen Stationen zu Vergleichszwecken schwer möglich. Es kann auch wegen der Kürze keine Arbeitsvorschrift gegeben werden, die Aufzählung sollte lediglich als Übersicht dienen.

Bestimmung von Stickoxiden (KOSMUS et al. 1985): Bei der Bestimmung der Stickoxide NO und NO_2 als Summe wird das Papier mit einer Lösung von Diphenylamin getränkt. In das Innere kommt eine Lösung von Kaliumthiocyanat in Glycerol. Die Stickoxide der Luft bilden unter Katalyse des Thiocyanates aus dem Amin das Diphenylnitrosamin, das eine gelbe Farbe besitzt und nach Eluation im Photometer vermessen wird.

Bestimmung des Ozons:
Zur Bestimmung des Ozons wird die spezifische Oxidation des Indigos zu Isatin benützt. Als Kerzenfüllung verwendet man ein Phosphatpuffer-pH 7 - Glycerol-Gemisch. Das gebildete Isatin wird ebenfalls photometrisch mit der UV-Absorption gemessen.

Bestimmung saurer Immissionen:
Aliphatische Amine, wie z. B. Trioctylamin, vermögen saure Immissionen in Form der Ammoniumsalze zu binden. Nach der Eluation wird mit Hilfe der Ionenchromatographie der Gehalt an Anionen bestimmt. Als Füllung wird reines Glycerol verwendet.

Für spezielle Probleme bieten sich noch eine Reihe von Möglichkeiten an, so kann man Fluoridimmissionen durch Reaktion von Calciumformiat zu Calciumfluorid erfassen. Die Porzellankerze bietet allgemein die Möglichkeit, bereits bewährte naßchemische Methoden als Langzeitmethoden einzusetzen, da durch den allgemeinen Aufbau das grundsätzliche Problem, eine chemische Reaktion im flüssigen Medium an die umgebende Atmosphäre zu bringen, gelöst wurde.

Anmerkung: Der Autor ist gerne bereit, Interessenten einige Kerzen zwecks Erprobung zuzusenden. Die Arbeitsvorschriften der noch nicht veröffentlichten Methoden werden ebenfalls auf Anfrage zugesandt.

Dem Jubiläumsfond der österreichischen Nationalbank sei für die Unterstützung der Arbeit gedankt.

Literatur

BARRY P.J., CHAMBERLAINE A.C., 1963: Deposition of iodine onto plant leaveas from air. Health Physics 9: 1149 - 1157.

CHAMBERLAINE A.C., 1960: Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particulates. Int. J. Air Pollut. 3: 63 - 88.

CHAMBERLAINE A.C., 1966: Transport of gases to and from grass and grass-like surfaces. Proc. Roy. Soc. 290A: 236 - 265.

CHAMBERLAINE A.C., 1967: Radioactive aerosols and vapours. Contemp. Phys. 8: 561 - 581.

KATZ M., 1968: Air pollution. 2. ed. New York/London (Academic Press): 684 p.

KOSMUS W., LEITNER J., RABER J., 1985: Integrale Langzeitmethode zur Bestimmung von Stickstoffoxid-Immissionen. Fresenius Z. Anal. Chem. 320: 507 - 511.

SHARMA G.K., 1985: Plant cuticular dynamics as indicator of environmental pollution. Proc. Int. Cof. Heavy Metals in the Environment, Athen: 610 - 611.

WESELY M.L., HICKS B.B., 1977: Some factors that affect the deposition rates of sulphur dioxide and similar gases on vegetation. J. Air Pollut. Contr. Assoc. 27: 1110 - 1116.

Adresse:

Dr. Walter Kosmus
Institut für Analytische Chemie Karl-Franzens Univ.
Universitätspl. 1

A-8010 Graz

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Neue Wege der außerschulischen Umwelterziehung in National- und Naturparks durch Errichtung von Naturinformationshäusern

Wilhelm Killermann

S y n o p s i s

Environmental education is an important task in our time, which requires the cooperation of scientists and specialists of biology education. National parks and equivalent reserves offer excellent chances. It is suggested to establish information centres in these parks, which may become centres of public relations and may inform visitors on nature and problems of nature conservation. For these exhibitions clear concepts of the aims and the essential facts to be presented must be developed. Didactic principles must be considered when the exhibits and media are selected and presented. The visitors should be informed in a vivid and motivating manner. The information must be brief and easily understandable; several human sense organs are to be addressed. An important aim is to activate the visitor. His interest for nature and nature conservation is to be aroused and a responsible attitude towards nature is to be initiated.

Didactics, information centre, nature conservation parks.

1. Einführung - Notwendigkeit von Naturinformationshäusern

Natur- und Nationalparks sind heute bevorzugte Gebiete für Freizeitaktivitäten. Sie bieten besondere Lebensräume und Naturschönheiten; Hunderttausende suchen sie alljährlich auf. Gerade diese Gebiete können dazu dienen, Naturinformationen, wie auch Naturbegegnung, zu vermitteln, um über das Verständnis für Zusammenhänge in der Natur zur Aufgeschlossenheit für Anliegen des Naturschutzes und der Landschaftspflege zu führen.

Der Bildungsgedanke in Zusammenhang mit Schutzgebieten wurde erstmals 1930 im kanadischen Nationalparkgesetz verankert. Die 2. Weltkonferenz für Nationalparks im September 1972 in USA anerkannte die Bedeutung solcher Parks und ähnlicher Schutzgebiete für die Bildung und Erholung. Auch bei unseren mitteleuropäischen Parks gewinnt der Bildungsaspekt zunehmend an Bedeutung (vgl. z. B. KUTSCHER 1981).

Diesem Bildungsanliegen dienen in besonderer Weise Naturinformationshäuser oder Informationszentren in den Schutzgebieten. Sie sind Mittelpunkt der Öffentlichkeitsarbeit. Im folgenden geht es darum, eine didaktische Konzeption für solche Naturinformationshäuser zu entwickeln. Dabei sind zunächst Ziele und Aufgaben, wie auch inhaltliche Schwerpunkte festzulegen; dann müssen Grundsätze zur Auswahl der Informationsträger und Wege zu deren Präsentation aufgezeigt werden.

2. Ziele und Aufgaben

2.1 Informations- und Orientierungshilfen geben, Natur und Naturschutzfragen vorstellen - Natur erkennen!

Das Naturinformationshaus orientiert die Besucher über Landschaft und Naturgegebenheiten. Es erleichtert die Begegnung mit der Natur und stellt Lehrpfade vor. Es bahnt ein Verständnis für ökologische Beziehungsgefüge und für die Komplexität der Zusammenhänge in der Natur an. Zugleich werden Eingriffe des Menschen sowie die Gefährdung von Lebensräumen und Arten aufgezeigt; insbesondere wird auf Schäden durch den Erholungs- und Freizeitbetrieb aufmerksam gemacht. Hinweise sind zu geben, wie diese Schäden auf ein Minimum begrenzt werden können. Funktion und Bedeutung des Parks werden aus der Sicht der Ökologie und des Umweltschutzes erläutert.

2.2 Für Natur und Naturschutz interessieren - Natur erleben!

Im Vordergrund steht nicht allein die bloße Information, das Belehren. Wichtige Aufgabe ist es, durch entsprechende Anreize das Interesse des Gastes für die Natur und für Fragen des Naturschutzes zu wecken bzw. zu fördern. Die Besucher sollen angeregt werden, Pflanzen und Tiere in ihren Lebensräumen zu beobachten, Entdeckungen am Wegrand zu machen und sich darüber hinaus mit einzelnen biologisch-ökologischen Fragen auseinanderzusetzen. Intensiveres Naturerleben soll auf diese Weise gefördert werden. Der Besucher ist zugleich sensibel zu machen für mögliche Schädigungen der Landschaft

durch den Menschen; er soll sich persönlich in seinem Freizeitverhalten angesprochen fühlen. Neben dem rationalen ist also der emotionale Bereich mit einzubeziehen.

Fußend auf Erfahrungen in amerikanischen Nationalparks wird in letzter Zeit auch bei uns das Ansprechen von Emotionen gegenüber der bloßen Naturinformation stärker betont. Es gilt mehr und mehr als eine der wesentlichen Grundlagen für eine positive Einstellung zum Naturschutz.

2.3 Verantwortungsbewußtsein anbahnen - sich in der Natur richtig verhalten!

Aus dem Verständnis wie aus dem Erleben heraus soll eine verantwortliche Haltung gegenüber der Natur angebahnt werden. Kenntnisse und Verständnis sind Voraussetzungen für entsprechendes Handeln; eine Verhaltensänderung ist aber vor allem über die Emotionen zu erreichen. Die Einstellung des Bewahrens, Schützens, Pflegens ist zu entwickeln; sie sollte bei den Freizeitaktivitäten im Natur- oder Nationalpark in größtmöglicher Schonung der Landschaft ihren Ausdruck finden.

2.4 Leitlinien zum Schutz entwickeln und dokumentieren - Natur erforschen!

Die Aufgaben eines Naturinformationshauses sind zwar in erster Linie in der Umsetzung und Verbreitung des vorhandenen Wissens zu sehen. Derartige Einrichtungen können aber auch Koordinations- und Dokumentationsstelle für wissenschaftliche Begleituntersuchungen, vor allem im Hinblick auf Belastungen der Landschaft durch Freizeitaktivitäten sein. Solche Untersuchungen werden dann auch im Rahmen des Ausstellungsprogramms für die Besucher vorgestellt. Die Funktion der Naturinformationshäuser als Mittelpunkt der Öffentlichkeitsarbeit wird auf diese Weise besonders betont.

3. Zielgruppen

Bei der Einrichtung von Naturinformationshäusern ist auch daran zu denken, welche Besucher vor allem in Frage kommen, welche besonders angesprochen werden sollen. Es sind dies je nach Lage eines Parks z. B.:

- Die einheimische Bevölkerung, Eltern mit ihren Kindern, Vereine.
- Naherholungssuchende aus benachbarten Ballungsräumen, die meist nur kurz im Naturpark verweilen und mit knapper Information angesprochen werden müssen.
- Wanderer und Urlauber, die länger Zeit haben und an einem breiteren Angebot Interesse zeigen.
- Schulklassen und Jugendgruppen; sie sind eine besonders wichtige Zielgruppe, da der Grundstein für den verantwortungsbewußten Umgang mit unserer Natur im Kindes- und Jugendalter gelegt werden muß.
- Fachleute für Naturschutz und Fremdenverkehrsfragen, naturkundliche Vereine usw.

Für die beiden letztgenannten Gruppen kann ein größeres Informationshaus spezielle Einrichtungen aufweisen, um diesen biologisch mehr oder minder vorgebildeten Besuchern entsprechende Möglichkeiten des Arbeitens und Erlebens zu geben, d. h. das Informationshaus als Schulungsstätte.

4. Inhaltliche Schwerpunkte

Der Besucher soll sich zunächst einen Überblick über den Natur- bzw. Nationalpark, über Lage, kennzeichnende Lebensräume, Verlauf von Lehr- und Wanderpfaden etc. verschaffen können. Geeignete Medien wie Reliefdarstellungen mit Leuchtsignalen, übersichtliche Karten, Leuchtbilder, Fotos usw. sind bereitzustellen und an geeigneter Stelle zu plazieren. Die Verbindung zwischen Naturinformationshaus 'drinnen' und Naturpark 'draußen' wird auf diese Weise betont; der Besucher wird angeregt, die Lebensräume selbst aufzusuchen.

Die Ausstellungsobjekte dürfen nicht mehr oder minder zusammenhanglos aneinandergereiht erscheinen, sie müssen vielmehr deutlich strukturiert und zentralen Themen, die wiederholt angesprochen werden, zugeordnet sein. Für den Besucher soll auf diese Weise die Einbettung von Details in größere Zusammenhänge deutlich werden. Der gedankliche Weg vom Einzelobjekt zur Zusammenschau wird erleichtert, ebenso der umgekehrte Weg vom Gesamtbild zur Einzelheit (vgl. KOCK 1981: S. 96). Im Sinne einer exemplarischen Darstellung sind nur wenige inhaltliche Schwerpunkte zu setzen. Die Auswahl muß unter Berücksichtigung der genannten Ziele und Aufgaben der Naturinformationshäuser sowie regionaler Gegebenheiten erfolgen. Darüber hinaus sollten in größeren Häusern auch allgemein interessierende Themen mit angesprochen werden.

Beispiele für mögliche Schwerpunktthemen:

- Charakteristische Pflanzen und Tiere, Beziehungen zwischen den Arten und ihrer Umwelt, Artenschutz.

Einzelne ausgewählte Arten sollen dem Besucher zeigen, was er auf seinen Wanderungen im National- bzw. Naturpark sehen, hören und erleben kann. Die hohen Auflagezahlen volkstümlicher Bestimmungsbücher sprechen dafür, daß es sich hier um ein Anliegen vieler Naturfreunde handelt. Selbstverständlich werden aus dem Artenreichtum nur einige Pflanzen und Tiere ausgewählt. Bei Tieren sollte man sich nicht allein auf Wirbeltiere beschränken, sondern auch Vertreter anderer Tiergruppen und deren ökologische Bedeutung vorstellen.

- Natur und Mensch

Es geht dabei vor allem um das Anregen von Interesse, um Hinweise auf Beobachtungsmöglichkeiten und Entdeckungen in der freien Natur. In diesem Zusammenhang sollen auch bedrohte Arten im Bild gezeigt werden. Zu ihrem Schutze im Sinne der Anliegen eines National- oder Naturschutzparks muß aufgerufen werden; der emotionale Aspekt ist dabei zu berücksichtigen.

Über das Benennen hinaus lassen zusätzliche Informationen mit den Arten vertrauter werden und in ökologische Zusammenhänge eindringen. So können Anpassungserscheinungen von Pflanzen und Tieren an ihre Umwelt gezeigt, Nahrungsketten anschaulich erläutert, Begriffe wie Konkurrenz, ökologische Nische, Stoffkreislauf dem interessierten Besucher nahegebracht werden. Es ist Aufgabe der Fachleute zu entscheiden, welche ökologischen Sachverhalte an Hand der jeweiligen regionalen Gegebenheiten besonders gut verdeutlicht werden können.

Als weiterer Ausstellungsschwerpunkt bietet sich an, die Eingriffe des Menschen in die Natur der umgebenden Landschaft unter Berücksichtigung historischer Gesichtspunkte darzustellen. Ein Verständnis für das Werden und Aussehen der heutigen Kulturlandschaft mit ihren typischen Ökosystemen wird auf diese Weise angebahnt. Die Verknüpfung natur- und kulturhistorischer Betrachtungen sowie ihre Darstellung z. B. in Form von Dioramen mit kleinen menschlichen Figuren stößt erfahrungsgemäß auf großes Interesse; der Besucher kann für Bemühungen um den Erhalt einer vielseitigen Kulturlandschaft sensibilisiert werden.

Im Rahmen der historischen Betrachtung soll deutlich werden, daß der Mensch schon immer in die Natur eingegriffen hat, daß seine Eingriffe aber früher relativ langsam erfolgten, während die moderne Technik wesentlich radikalere Maßnahmen ermöglicht. Daraus läßt sich die heutige Gefährdung unserer Landschaft und ihrer Lebewesen ersehen sowie die Notwendigkeit des Schutzes. Die Besucher müssen auch von der zunehmenden Gefährdung einzelner wertvoller Biotope, z. B. Alpenmatten, Trockenrasen, Uferzonen, Feuchtwiesen etc. durch Freizeitaktivitäten informiert und dabei an verantwortungsbewußtes Verhalten erinnert werden.

5. Medienauswahl - Wege der Darstellung

Bei der Auswahl und Präsentation der Exponate wie bei der Text- und Bildgestaltung sind neuere didaktische Kenntnisse und auch Erfahrungen verschiedener Naturinformationshäuser sowie moderner naturkundlicher Museen zu berücksichtigen (z. B. Ausstellung 'Introducing Ecology' im British Museum - Natural History in London; vgl. auch SCHREIBER 1981, JANSSEN 1984). Sie lassen sich in wenigen Prinzipien zusammenfassend darstellen. Diese Grundsätze gelten in ähnlicher Weise für die Erstellung von Informationsmaterial, für die Planung von Lehrpfaden und für die Durchführung von Exkursionen.

5.1 Prinzip der Anschaulichkeit - Prinzip der Motivierung.

Die Informationen müssen sehr anschaulich, übersichtlich und emotional ansprechend präsentiert werden. Soviel wie möglich ist mit Originalobjekten oder bildhaften Darstellungen zu arbeiten. Große auffällige, ggf. präparierte Naturobjekte zum 'Anfassen', z. B. Stopfpräparate größerer Tiere, Teile von Bäumen, wie etwa ein Stammquerschnitt, dienen als Blickfang und regen erstes Interesse an. Auch ein Ausschnitt aus einer Pflanzengesellschaft einschließlich des Bodens, z. B. ein Stück Trockenrasen, Hochmoor, Alpenmatte kann zur Besuchermotivation und gleichzeitig zur Präsentation des Schwerpunktthemas 'charakteristische Pflanzen und Tiere' mit beitragen. Lebende Tiere ziehen immer die Aufmerksamkeit auf sich; dem wird durch Aquarien, Terrarien und Insektarien Rechnung getragen. Bei geschützten Arten treten Bilder an die Stelle der lebenden Pflanzen oder Tiere.

5.2 Prinzip der knappen, verständlichen Darstellung.

Die Informationen sollen für den Besucher leicht verständlich sein. Nur Wesentliches ist zu zeigen; die Informationsmenge ist stark einzuschränken, kein Medium darf über-

füllt sein. Wie Erfahrungen verschiedener Informationshäuser zeigen, gilt das besonders für die Präsentation von Texten. Längere Texte werden von vielen Besuchern nicht gelesen; deshalb werden Schlagzeilen in Verbindung mit anderen Darstellungsformen, z. B. Naturobjekt, Bild, Foto empfohlen. Für den anspruchsvolleren Besucher notwendig erscheinende Texte oder sonstige Informationsträger sind von der plakativen Überblicksinformation deutlich abzusetzen. Auch Tabellen und Zahlen sollten i. d. R. in anschaulichen grafischen Darstellungen leichter lesbar gemacht werden.

Das Prinzip des Analogieschlusses, das In-Beziehungsetzen neuer Information mit schon Bekanntem, Alltäglichem, ist bei Erläuterungen biologischer Sachverhalte zu berücksichtigen (vgl. MILES 1982: S. 37). Das gilt auch für Zahlenangaben, die durch Vergleich mit bekannten Größen besser verdeutlicht werden können.

5.3 Prinzip des Ansprechens verschiedener Sinneskanäle (multisensorisches Erfahren und Erleben).

Der Besucher soll durch verschiedene Sinneskanäle angesprochen werden, nicht nur optisch. Auch durch Hören und Berühren soll er im Naturinformationshaus wie draußen zu Erfahrungen kommen. Die Dinge müssen angefaßt werden können, müssen zum 'Begreifen' sein. Kleinere Naturobjekte, z. B. Rindenstücke, Zapfen, Felle etc. können auf einem 'touch and feel table' oder in Kästen, besonders für Jugendliche bereitgestellt werden. Bei Tieren, z. B. bei Vögeln, lassen sich durch Kombination von Präparat mit Tonband und Lautsprecher oder Kopfhörer optische und akustische Eindrücke verbinden. Der Besucher wird auf diese Weise durch verschiedene Sinneskanäle angesprochen und zugleich emotional berührt. Das ist besonders wichtig im Hinblick auf den Schutzgedanken, d. h. auf die Erziehung zu verantwortungsvollem Verhalten in der Natur. In diesem Zusammenhang muß auch an den Besuch Behinderter gedacht werden, die z. B. nicht über alle Sinnesqualitäten verfügen und etwa über Tastsinn oder Gehör Dinge der Natur erfahren müssen.

5.4 Prinzip der Aktivierung - des handelnden Erfahrens

Die Aktivität des Besuchers ist anzuregen. Er soll nicht nur passiv aufnehmen, sondern selbst in das Ausstellungsgeschehen einbezogen werden; er soll Freude am Selbstentdecken gewinnen.

Diesem Prinzip entsprechend sollen die Begleittexte nicht nur beschreiben, sondern auch Fragen aufwerfen und damit den Besucher zum Nachdenken und Beobachten anregen. Durch Objekte ohne Namen in Vitrinen oder auf Schautafeln kann zu Kennübungen aufgefordert werden. Neuere technische Vorrichtungen ermöglichen es heute, Antworten durch Knopfdruck zu überprüfen bzw. zu korrigieren. Neben die statischen Landschaftsmodelle, die sog. Dioramen mit Pflanzen und Tieren, können als modernere Medien Wechsel- oder Drehdioramen treten, die zumindest eine gewisse Aktivität des Besuchers erfordern und damit seine Aufmerksamkeit stärker in Anspruch nehmen. In ähnlicher Weise können mit Hilfe von Drehkästen und Drehscheiben langsame Abläufe oder Entwicklungsstadien veranschaulicht werden, etwa Lebensgemeinschaften und ihre Veränderungen im Laufe der Zeit oder landschaftsgeschichtliche Abläufe, verursacht z. B. durch Eingriffe des Menschen.

Weitere neue Medien, die stark auf Besucheraktivität abzielen, sind u. a.:

- Zuordnungsbildtafeln (Leuchtbilder), an denen der Besucher bestimmte Sachverhalte einander zuordnen muß, z. B. Pflanzen oder Tiere und entsprechende Biotope usw. Durch Licht- oder Tonzeichen erfährt er, ob er richtig überlegt hat.
- Ständig wiederholbare Versuche, die vom Besucher selbst durchgeführt werden, etwa zur Versauerung des Wassers durch Niederschläge etc.
- Festmontierte Mikroskope bzw. Binokulare zum Untersuchen von Kleinlebewesen oder von besonderen Strukturen. Material hierzu wird bereitgestellt, z. B. Fertigpräparate in Kunstharz, Heuaufgüsse, Bodenproben, ferner anschauliche Bestimmungshilfen.
- Einfache Simulationsspiele, wobei der Besucher durch Knopfdruck Eingriffe in Ökosysteme nachahmen kann und ihm dann einige Folgen, z. B. auf Leuchttafeln, demonstriert werden.
- Tischcomputer mit Simulationsprogrammen, z. B. Variation ökologischer Standortsbedingungen und Folgen für Lebensgemeinschaften, Eingriffe des Menschen und Konsequenzen für ökologische Bedingungen wie für die Landschaft. Es besteht auch die Möglichkeit, Freizeitaktivitäten oder Naturschutzmaßnahmen simulieren zu lassen und die jeweiligen Folgen zu zeigen.

Heute ist es schon möglich, Computerprogramme, Bildplatte, bzw. Videorecorder und Fernsehen zu kombinieren, so daß nicht mit abstrakten Computerbildern, sondern mit realen Naturaufnahmen bei Simulationsprogrammen gearbeitet werden kann. Das fordert den besonders interessierten, anspruchsvolleren Besucher heraus.

5.5 Einsatz audiovisueller Medien

Als audiovisuelle Medien stehen Filme, Tonbildschauen, Diareihen, Videobänder, Tonbänder zur Verfügung. Für ihren Einsatz gelten die schon genannten Grundsätze, insbesondere geht es um anschauliche, knappe Information. Das bedeutet z. B. für Diareihen, daß bei einer Thematik jeweils nur eine beschränkte Zahl von aussagekräftigen Einzelbildern gezeigt werden sollte und bei Filmen in der Regel dem kürzeren Streifen der Vorzug zu geben ist. Um einen ersten Einblick in den National- und Naturpark zu vermitteln, wird jeweils eine kurze Tonbildschau oder ein entsprechender Tonfilm empfohlen, der das Interesse des Besuchers wachrufen und ihn emotional ansprechen kann. Weitere Medien, z. B. Kurzfilmstreifen oder Diareihen sollen einzelne Themen des Natur- und Umweltschutzes, insbesondere zeitliche Abläufe, zusätzlich illustrieren (evtl. in kleineren Boxen möglich, Kostenfrage!). Für interessierte Gruppen, z. B. Schulklassen, Volkshochschulen, Verbände sollten mehrere Filme und Tonbildreihen, die verschiedenen Erkenntnisstufen angemessen sind, zur Auswahl angeboten werden. Wegen des geringeren Verschleißes sind dabei Videofilme vorzuziehen, die in größeren Häusern in einer Großbildvideoanlage gezeigt werden können. Der Zukunft dürfte für solche Zwecke die Bildplatte gehören.

6. Zusätzliche Einrichtungen

6.1 Dauerausstellung - Wechselausstellungen

Soweit es die räumlichen Verhältnisse zulassen, sollte neben den naturkundlichen Dauerausstellungen auch Platz für Wechsel- oder Sonderausstellungen vorgesehen werden. Diese Wechselausstellungen sorgen dafür, daß das Informationshaus für Besucher, die mehrmals kommen, nicht an Attraktivität verliert. Sie bieten die Möglichkeit, aktuelle, überregionale Themen aufzugreifen, oder über laufende Maßnahmen der Landschaftspflege zu berichten. Hier kann auch, alljährlich wechselnd, ein bestimmter Lehrpfad in Wort, Bild und mit Naturobjekten vorgestellt werden. Schließlich können in diesem Rahmen Künstler und Fotografen oder auch einmal Schulklassen ihre Sicht der Probleme des Naturschutzes zeigen.

6.2 Natur zum Selbstentdecken (Aktions- oder Erlebnisraum)

Ferner wird vorgeschlagen, in größeren Informationshäusern, speziell für Jugendliche oder für Fortbildungskurse, einen Raum vorzusehen, der Möglichkeiten zum eigenen Arbeiten und Entdecken bietet. Zu seiner Ausstattung gehören z. B.: Aquarien, Terrarien; frei ausliegende Naturpräparate, z. B. Flügel, Geweihe, ausgestopfte Tiere zum In-die-Hand-Nehmen; festmontierte Mikroskope oder Binokulare mit Präparaten; Tische mit Bestimmungsbüchern und festgemachten Lupen, ggf. mit Listen häufigerer Arten; Tische mit ökologischen Spielen zum Zeichnen und Basteln; Tastkästen für Kinder mit Objekten (Felle, Früchte, Rindenstücke), die sie durch Betasten erraten sollen; Arbeitskästen mit Naturobjekten und weiteres Unterrichtsmaterial, z. B. Arbeitsblätter für Gruppen oder Schulklassen (vgl. hierzu ERBER/GÖTTERT 1981).

Hier ist auch Platz für Schaukästen mit naturkundlichen Fragen, die gelegentlich gewechselt werden usw. Diese Räume können zugleich für interessierte Gruppen als Schulungsstätte dienen. Soweit bis jetzt bekannt, wurden mit solchen Aktionsräumen recht gute Erfahrungen gemacht (vgl. Nationalpark Bayerischer Wald).

Literatur

ERBER D., GÖTTERT E., 1981: Biologieunterricht im Naturkundemuseum - Eine Untersuchung zum Stand der Museumspädagogik. Math.-naturw. Unterricht 34: 129 - 139.

JANSSEN W., 1984: Naturschutzerziehung im Naturkundemuseum. In: (Ed. BERCK K.H., WEISS J.): Naturschutz heute - Naturschutzzentrum Hessen 3: 179 - 193.

KOCK D., 1981: Möglichkeiten der Interpretation von Lebensräumen in Informationszentren. Nationalpark Bayer. Wald. 4: 95 - 97.

KUTSCHER S., 1981: Das Bildungskonzept des Nationalparks Bayerischer Wald. Nationalpark Bayer. Wald. 4: 15 - 26.

MILES R.S. (Ed.), 1982: The design of educational exhibits. 1. ed. London (G. Allen & Unwin).

SCHREIBER R., 1981: Grundsätze über den Einsatz von Medien in Nationalparken. Nationalpark Bayer. Wald. 4: 98 - 107.

Adresse: Prof. Dr. W. Killermann
Institut für die Didaktik der Biologie Univ.
Barbarastr. 16

D-8000 München 40

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Möglichkeiten landschaftsökologischer Arbeit am Beispiel des ehemaligen Salzach-Gletscher-Gebietes

Evelyn Noll

S y n o p s i s

Landscapes re-mouled by glaciers are well suited for ecological projects at school. The interplay of natural and anthropogenic influences can be grasped by means of aerial photographs as well as by maps showing topography and utilization during different years (since the 19th century). The ecological consequences of particular changes are obivous.

Change in utilization, ecological structure, glacial series, moors, pastures.

1. Allgemeine Überlegungen zur Themenwahl und zum methodischen Vorgehen

Die Aufnahme ökologischer Sachverhalte in die Curricula und den Unterricht verschiedener Schulfächer hat sich seit meinen letzten Analysen (NOLL 1976, 1978) weiter verstärkt. Wie SPERLING (1981) feststellt, ist dabei eine zunehmende "Inflation des Begriffes Ökologie" zu finden. Man denke nur an Begriffe wie 'Humanökologie' oder 'Sozialökologie'. Zudem findet eine Verflachung des Begriffes in der Weise statt, daß unter ökologischem Arbeiten auch eine isolierte Behandlung einzelner Umweltverschmutzungen verstanden wird.

Es ist vielmehr notwendig, nach solchen Beispielen zu suchen, die die Möglichkeit bieten, eine typische Kombination des Wirkgeflechtes von Ökofaktoren und den Regulationsvorgang im Wirkungsgefüge zu verdeutlichen. Dies geschieht günstigenfalls durch Erfassung des ursprünglichen oder des heutigen und zukünftigen Landschaftszustandes. Die Prognose im Hinblick auf die zukünftigen Verhältnisse birgt allerdings die Gefahr in sich, daß es sich dabei um nicht nachzuprüfende Sachverhalte handelt. Des weiteren ist bei der Beispielwahl zu bedenken, daß es keine naturbelassenen Geoökosysteme mehr gibt, so daß Eingriffe des Menschen in ökologische Betrachtungen mit einzubeziehen sind. Auch die verschiedenen Nutzungsformen sind also in ihrer Wirkung auf den Landschaftshaushalt zu untersuchen. Es soll im folgenden gezeigt werden, daß sich unter diesen Aspekten auch glazial geprägte Landschaften als Beispiele gut eignen.

Die Gebiete der ehemaligen Alpengletscher erscheinen dabei in besonderer Weise geeignet für landschaftsökologisches Arbeiten in der Schule, weil

- es sich um Gebiete einheitlicher Genese handelt, wobei trotz der gleichartigen Entstehung aber eine Vielzahl von Teilkomplexen mit unterschiedlichen Wirkgefügen auszugliedern sind,
- im Gegensatz zu den Räumen Norddeutschlands der Formenschatz der glazialen Serie weitgehend erhalten ist,
- auch bei schwerpunktmäßiger Behandlung nur eines Teilkomplexes eine Einordnung in das Gesamtgefüge der glazial überformten Landschaft leicht möglich ist,
- das Gesamtgebiet verschiedenartige anthropogene Beeinflussungen im raum-zeitlichen Wandel mit unterschiedlichen Folgen erkennen läßt,
- jeder Teilkomplex ein vielfältiges Netz der Verknüpfungen zwischen einzelnen Natur- und Humanfaktoren aufweist,
- ein Wechsel vom ökologischen Schwerpunkt zum wirtschaftlichen möglich ist,
- die Materiallage auf Grund intensiver glazialmorphologischer und landeskundlicher Forschungen recht gut ist,
- mit geringen methodischen Kenntnissen die Aufarbeitung eines aussagekräftigen ökologischen Faktorengefüges möglich ist.

2. Erstellung eines räumlichen Wirkgeflechtes durch Korrelation verschiedener Landschaftselemente im Salzachgebiet

Das Hauptaugenmerk der vorgestellten Arbeit lag auf der Untersuchung eines möglichen Zusammenhanges zwischen Oberflächenformen, Boden und der Vegetation. Unter Vegetation wurden die natürliche, potentielle und die aktuelle sowie die Nutzungsformen verstanden.

Im Gebiet des ehemaligen Salzachgletschers sind folgende (Glazial-) Formen klar auszugliedern: Grundmoränenlandschaft (besonders der letzten Vereisung) mit Drumlins, Mooren und den Entwässerungsrinnen mit ihren Terrassen, deutlich ausgeprägte Endmoränenwälle

der Würm-, Riß- und Mindelvereisung sowie die verschieden alten Schotterflächen. Zu erwähnen sind auch die Seen in den ehemaligen Stamm- und Zweigbecken, die aber in diesem Zusammenhang nicht weiter verfolgt werden.

Die genannten Formen werden an Hand entsprechender Karten (EBERS 1966, DEL NEGRO 1968) von den Schülern herausgearbeitet und auf Transparentpapier oder eine Folie gebracht.

Kurz ist die Genese der Formen anzusprechen, ehe die Elemente Boden, (natürl.) Waldbestand und landwirtschaftliche Nutzung bearbeitet werden. Auch hierbei ist auf Bodenkartierungen bzw. entsprechende Abbildungen, z. B. im Österreich-Atlas oder Salzburg-Atlas, zurückzugreifen. Die Grobverteilung ist ebenfalls auf Transparentpapier oder Folie zu zeichnen und mit der Formenkarte zur Deckung zu bringen.

Die Gliederung der Böden zeigt eine Abhängigkeit vom Klima und Ausgangsmaterial: Die wichtigsten im Unterricht herauszuarbeitenden Aspekte seien kurz skizziert: Flächenmäßig am weitesten verbreitet ist die würmzeitliche Grundmoräne mit ihrem kalk- und zentralalpinen Material.

Da sich nur widerstandsfähige Mineralien im Oberboden hielten, bildete sich 'eine schwere, intensiv verwitterte Braunerde', in der eine vertikale Wasserbewegung erschwert ist.

In den Endmoränenablagerungen dagegen herrscht unsortiertes Material vor, so daß grobe und feine Gerölle, Kiese und Geschiebemergel nebeneinander lagern. Der Anteil der Geschiebelehme und -mergel ist wesentlich geringer als in der Grundmoräne, so daß die Verwitterung nicht so intensiv ist. Bei der Betrachtung der Altmoränenlandschaft und der Schotterfluren ist es wichtig, ob diese von äolischen Deckschichten überlagert sind, so daß sich wasserdurchlässige und relativ nährstoffreiche Braunerden entwickelten. Die unbedeckten Niederterrassen-'Böden' sind auf Grund der fehlenden Auflagerung relativ trockene Einheiten, was durch die tiefere Lage des Grundwasserspiegels verstärkt wird.

Aus Aufnahmen zur Vegetationskartierung, Landschaftsbildern, topographischen Karten, Luftbildern wird im Fortgang der Reihe in Gruppen der aktuelle Vegetationsbestand ermittelt. Durch anschließendes Studium alter Karten, Chroniken und Flurnamen lassen sich auch Veränderungen zwischen ursprünglichem und heutigem Bestand erfassen und Gründe dafür ermitteln (Tab. 1). Ursprünglich war das ganze Zungenbecken von einem geschlossenen Waldkleid bedeckt. Waldreste innerhalb des heute größtenteils waldfreien Areals und Ortsnamen wie z. B. Thann, Hart, Buch, Eichbichl sowie Schlußsilben wie -thann oder -loh weisen auf die ehemalige Waldbedeckung hin. SEEFELDNER (1961) gibt an, daß diese dominierende Bewaldung noch bis 800 - 1000 n. Chr. bestand.

Soweit die topographischen Karten etwas auszusagen vermögen, stellen die wenigen Waldinseln der Grundmoränenlandschaft überwiegend Nadelwaldareale dar. Dies ist ein Bestand, der keineswegs als natürlich und folgerichtig für den Typ der Braunerde anzusehen ist. Die anthropogene Beeinflussung wird offenkundig. Der als ursprünglich zu betrachtende Laubwald ist vielfach mit wirtschaftlich bedeutenderen Nadelbäumen durchsetzt bzw. durch sie ersetzt worden.

Man sollte annehmen, daß die Endmoränen mit ihrem geringer wertigen Boden und den kuppigen Formen allein der Forstwirtschaft dienen. In Bayern trifft das für die Jungmoränen auch zu. Auf österreichischer Seite ist der Waldbestand dagegen weniger geschlossen, allein höchste Bereiche der Kuppen sind von Nadelwald bestanden.

Der nur geringe Anteil Österreichs am Alpenvorland mag dessen intensivere landwirtschaftliche Nutzung bewirkt haben. Der überwiegende Teil der fruchtbaren, mergeligen Böden, der sich aus den Grundmoränenablagerungen entwickelte, wird heute landwirtschaftlich genutzt.

Die ackerbaulich genutzten Gebiete besonders im Altmoränengebiet werden überwiegend mit Hafer und Roggen bestellt und erst in zweiter Linie mit Weizen, hinzu kommen Hackfrüchte (Kartoffeln) und Zuckerrüben sowie Klee.

Die lößbedeckten altpleistozänen Terrassen sind von jeher intensiv genutztes Getreideland. Weite Acker- und Gartenflächen findet man in der Umgebung der Landeshauptstadt Salzburg zur Belieferung der städtischen Bevölkerung.

Die Vegetationsverteilung und die intensivierte Landnutzung sind abhängig vom vorherrschenden Klima. Deshalb sollte auch dieses Element im Unterricht kurz aufgearbeitet werden. Wie das gesamte bayerisch-österreichische Alpenvorland wird auch das Zungenbecken des ehemaligen Salzachgletschers vom mitteleuropäisch-ozeanischen Klima bestimmt: Niederschlagsreichtum, (hier: 1400 mm durchschnittlich im Jahr), hohe Luftfeuchtigkeit, ausgeglichene Temperaturverhältnisse, ein relativ starker Windeinfluß und eine lange Vegetationsperiode sind die Kennzeichen. Auf die hohen Niederschlagsmengen und die hohe Luftfeuchtigkeit sind die üppige Vegetation und der Waldreichtum zurückzuführen. Auch die ackerbauliche Nutzung wird positiv beeinflußt durch die ausgeglichenen Temperaturen

Tab. 1: Verlaufsschema zum unterrichtlichen Vorgehen

Einstieg:	Vergleich verschieden thematischer Karten bzw. verschiedener Zeiten	*glazialmorpholog. Kartierung, Nutzungskartierung, potentielle natürliche Vegetation, Bestand 19. Jahrhundert*
erste Feststellung:	früher überwiegend Waldbedeckung im Bereich der Endmoränenwälle heute starke Dominanz der landwirtschaftlichen Nutzung in allen Bereichen	
Fragestellung:	Wie kommt es zu der Übereinstimmung zwischen Morphologie und Vegetation bzw. zu den heutigen Unterschieden?	
Plenum:	kurze Erarbeitung der glazialmorphologischen Teileinheiten und ihrer Genese	*glazialmorpholog. Kartierung, Geländeaufnahmen*
Gruppenarbeit:	Kennzeichen der Teileinheiten: Relief, Bodenart, Wasserhaltevermögen	
Plenum:	Erste Ergebnisvorstellung Ausgangsmaterial Klima Bodenart Wasserhaltevermögen Glazialmorphologische Karte mit Deckkarte, -folie zu den Bodenarten	
Gruppenarbeit:	heutige Vegetationsverteilung einschließlich Nutzungsformen im Vergleich zu den morphologischen Teileinheiten	*topographische Karten, Luftbilder*
Plenum:	Vorstellung der 2. Deckkarte und -folie zur Nutzung, Vegetation nur teilweise Übereinstimmung	
Gruppenarbeit:	ursprüngliche Verhältnisse, Folgen und Gründe für die Veränderungen	*Urkataster, topographische Karten, Chroniken*
Plenum:	Deutlicher Wandel: 3. Deckkarte urspr. Vegetation morph. Einheiten Bodenart urspr. Vegetationsbestand Klima marktwirtsch. Überlegungen — Änderung d. Nutzung/Vegetation — Trockenlegungen Grundwasserabsenkungen Aufforstungen — Kanalisierung der Flüsse Nutzungsansprüche — Rodungen — stärkere Erosion	
Plenum:	Erörterung der ökologischen Folgen einzelner Veränderungen Aufdeckung der Ursachen und Hintergründe des Nutzungswandels: wirtschaftlicher Schwerpunkt komplexe Standortsanalyse von Teileinheiten: z. B. Moore Flußniederungen	

mit einer nur mäßigen Jahresschwankung. Dadurch kommt es zu einer Verlängerung der Vegetationszeit auf mehr als 33 Wochen.

Man erkennt beim Zusammentrag der Ergebnisse:
Das morphologische Mosaik steht zu einem Teil noch im kausalen Zusammenhang zur Vegetation. Der größte Teil der Landschaft ist jedoch von Menschenhand umgestaltet worden. Dies begann mit den großen Rodungen im Mittelalter, zur Schaffung ackerbaulicher Flächen, und drückt sich heute in dem nach nutzwirtschaftlichen Gesichtspunkten ausgerichteten Ackerbau sowie in Wiederaufforstungen aus.

Allerdings können zwischen Ausgangsmaterial, Klima, Boden, Wasserführung, Waldbestand, und landwirtschaftlicher Nutzung eindeutige Funktionsverflechtungen festgestellt werden. Auch die Nutzungsformen der Menschen richten sich nach Oberflächengestalt und Klima, während die Bodengüte verbessert werden kann. Man entdeckt, daß auch wirtschaftliche Aspekte die Nutzungsform bestimmen.

Ergänzend sei ausgeführt, daß neben der beschriebenen großräumigen Betrachtung die Möglichkeit besteht, im ehemaligen Salzachgletschergebiet auch einzelne Landschaftseinheiten einer detaillierten Strukturanalyse zu unterziehen. Am besten eignen sich dazu die Flußniederungen und die Moore. Bei beiden kann der Faktor 'Wassergehalt' in seiner Bedeutung verdeutlicht werden.

Literatur

DEL NEGRO W., 1968: Moderne Forschungen über den Salzachvorlandgletscher. Beitr. Landesk. Salzburg: 19 - 30.

EBERS E., 1966: Der pleistozäne Salzachvorlandgletscher. Veröff. Ges. bayer. Landesk. 19/22: 7 - 156.

FINK J., 1955: Bodentypen. In: Salzburg-Atlas. Salzburg: 27 - 29.

FINK J., 1968: Salzburgs Böden im Spiegel ihrer Genese. Beitr. Stadt- Landesk. Salzburg: 31 - 45.

NOLL E., 1977: Die Problematik der Ökologie im Schulfach Erdkunde in der Sekundarstufe II. Verh. Ges. Ökol. (Göttingen 1976): 609 - 613.

NOLL E., 1978: Der Ökologiegedanke in den Erdkunde-Curricula. Verh. Ges. Ökol. (Kiel 1977): 517 - 519.

SEEFELDNER E., 1961: Salzburg und seine Landschaften. Salzburg.

SPERLING W., 1981: Geographie und Landschaftslehre Bd. 2 - 4. Düsseldorf (Verlag für pädag. Dokumentation)

Adresse:

Evelyn Noll
Ltd. Regierungsschuldirektorin
Kirchhörder Str. 17

D-4600 Dortmund 50 (Lücklernberg)

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Naturinterpretation – das Konzept der ‚Rucksackschule' im Naturpark Harz

Gerhard Trommer

S y n o p s i s

For tourists-service especially for yourth education in German Naturpark areas project 'Rucksackschule im Naturpark Harz' has been developed, which is creating outdoor teaching in nature interpretation. It is started by Heimvolkshochschule Goslar supported by WWF-Germany, Stiftung Wald in Not, Technische Universität Braunschweig and Niedersächsische Landesforstverwaltung. Curriculum outline and training nature interpretation exercises are pointed out on its effects in evaluation.

Education, environmental interpretation, tourism.

1. Einführung

Das Fremdenverkehrsgewerbe registrierte in den letzten Jahren über 8 Mill. Übernachtungen/Jahr im Naturpark Harz, dazu kommen an Wochenenden mitunter mehr als 200 000 Kraftfahrzeuge mit Tagesausflüglern. Zwar wird in der Fassung 1976 des Bundesnaturschutzgesetzes für Naturparke die Zweckbestimmung Erholung ganz besonders hervorgehoben, wenn aber das Naturpotential in Naturparkregionen nicht durch Erholungsdruck Schaden nehmen soll, müssen Problemlösungen für naturschutzverträgliche Touristikentwicklung gefunden werden (BUCHWALD 1980).

Eine der wichtigsten touristischen Freizeitnutzungen in Naturparkregionen, insbesondere im Naturpark Harz, ist das Wandern. Wandern und Skiwandern haben als sportlich aktive Urlaubsformen in den letzten Jahren große Bedeutung erlangt. Dem Wunsch nach aktivem Aufenthalt in der Natur kommen unterstützende Einrichtungen entgegen, wie etwa die Erschließung eines gut ausgeschilderten dichten Wanderwegenetzes, die Aufstellung von Bänken und Schutzhütten, die Einrichtung von Waldparkplätzen, Badestellen, Wassertretstellen, Trimmpfaden, Loipen, Spiel- und Grillplätzen etc. (KÜHL 1984). Mit der Zunahme der Bereitschaft, in Natur und Landschaft zu wandern oder sich dort aufzuhalten haben weder Kenntnis noch Verständnis oder gar ein von Einsicht in ökologische Zusammenhänge geprägtes, vernünftiges Verhalten in Natur und Landschaft in befriedigendem Umfang zugenommen. Herrschende Naturvorstellungen sind noch immer von falschen Vorstellungen, tradierten Klischees, geringer Kenntnis und unzureichendem Verständnis der heimischen, umgebenden Naturzusammenhänge durchsetzt (vgl. TROMMER 1980, BARTH 1984, SCHULZ 1985). Es fehlt vielfach an ausgeprägtem Wertbewußtsein für schonenswerte natürliche Aspekte (FRITZ 1984).

Zwar gibt es zahlreiche Bemühungen, um die sachliche Basis der Naturinterpretation zu verbessern (im Harz z. B. durch Harzklub und Landesforstverwaltung) in Form von Lehrexkursionen, der Einrichtung von Lehrpfaden und Ausstellungen. Viele der bisher eingeschlagenen Wege belassen aber den Adressaten häufig in der relativ unverbindlichen, passiven Rolle des Zuhörers bzw. Zuschauers. Das Angebot an zu rezipierender Naturinterpretation verträgt sich, abgesehen von Lehrexkursionen, die aber häufig an Stoffüberfülle leiden, nicht immer mit den Erwartungen der auf Selbsttätigkeit bedachten Wandertouristen.

Im folgenden wird daher zur Verbesserung der Umweltschutzbildung von Touristen mit dem Konzept 'Rucksackschule im Naturpark Harz' als Ergänzung zu vorhandenen Anstrengungen ein Problemlösungsansatz vorgeschlagen, der Wandern oder auch nur Draußensein mit inspirierendem aktiv-tätigem Lernen in der Natur verbinden soll, wobei der tiefere Sinn letztlich auf eine im Alltag des Touristen verwendbare Natur- und Umweltschutzbildung gerichtet ist.

2. Das Konzept der Rucksackschule

Die Idee zu einer Rucksackschule als Natur- und Umweltinterpretationsschule wurde von einem Besuch privater nordamerikanischer Bildungseinrichtungen in Nationalparks (Yosemite-Institute) bzw. in den National Forests (Keystone Science School) mitgebracht (TROMMER 1983). Dort wird das Service-Angebot von jungen ökologisch vorgebildeten Akademikern organisiert. Entsprechend deckt auch die Rucksackschule ihren Personalbedarf aus fünf pädagogisch sowie fachlich in Biologie, Geologie, Landespflege ausgebildeten Trainerinnen und Trainern. Das Projekt Rucksackschule wurde als politisch unabhängige, gemeinnützige Unternehmung unter Trägerschaft der Heimvolkshochschule Goslar mit Unterstützung des Arbeitsamtes Goslar (ABM), finanzieller Unterstützung des WWF-Deutschland, der Stiftung Wald in Not und des Landkreises Goslar sowie projektvorbereitender Ausbildung durch die TU Braunschweig und die Landesforstverwaltung in Goslar 1985 eingerichtet und soll nach Ablauf der Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen als eingetragener Verein selbständig werden.

Nachstehende Grundüberlegungen charakterisieren Ziele und Aufgaben des Projektes:

I. Ziel der Rucksackschule ist es, Touristen in der Naturparkregion Harz durch Dienstleistungen ein Aktionsfeld zu erschließen, das wahrnehmender, aufklärender und handlungsbestimmter Natur- und Umweltschutzbildung zuarbeitet.

II. Die Rucksackschule versteht sich als aktiv-übende, mobile Schule in der Natur. Eine derartige Schule muß und will ohne den üblichen Medienaufwand auskommen, wozu schließlich auch die beschränkte Transportkapazität des Rucksackwanderns zwingt. Außer Verpflegung und geeigneter, wetterfester Kleidung können nur in geringem Umfang vielseitig verwendbares Untersuchungsgerät und vielseitig verwendbares Informations- und Übungsmaterial mitgenommen werden.

III. Adressaten der Rucksackschule sind Tagesausflügler, Erholungssuchende, Kurgäste. Ein besonderer Schwerpunkt der Arbeit liegt auf der Arbeit mit Multiplikatoren, sowie in der Betreuung von Familiengruppen, Jugendgruppen und Schülern. Letztere sind in über 40 Landheimen und Jugendherbergen im Harz untergebracht. Die Zusammenarbeit mit Jugendverbänden, naturkundlichen Vereinen, Fortbildungsinstitutionen, Kurbetriebsgesellschaften, Reiseveranstaltern und Erholungsheimen ist vorgesehen.

IV. Die aktiv im Gelände übende Rucksackschule verzichtet auch außerhalb von Naturschutzgebieten auf den Besuch empfindlicher, seltener, schonenswerter Lebensstätten, widmet sich der Lenkung von Besucherströmen und klärt über Naturschutzmaßnahmen, Naturschutzrecht sowie das Betretungsrecht freier Landschaft auf. Sie ist dabei auf Vorbildwirkung bedacht. Als Grundsatz gilt, daß sich Menschen in der Landschaft, möglichst ohne Spuren zu hinterlassen, bewegen sollen. Einschränkungen, Selbstbeschränkungen werden durch Motivation aus gruppendynamisch inspirierenden, aktivierenden Übungsbereichen ausgeglichen. Freiwilliger Verzicht, z. B. auf das Betreten von empfindlichen Lebensstätten, muß positiv gefühlsbetont untersützt werden.

V. Trainerinnen und Trainer der Rucksackschule sind ökologisch, insbesondere für die Naturparkregion Harz vorgebildet. Von ihnen ist Kontaktfreudigkeit, geschickter Umgang mit Gruppen, Kreativität, vorbildliches Verhalten, Organisationstalent, Planungsgeschick, Anleitung und Beratung von Multiplikatoren, Erziehern und Lehrern sowie autodidaktische Bereitschaft zu ständiger selbständiger Weiterbildung über die Naturparkregion zu erwarten. Sie nehmen Lernende mit und leiten sie zur Erkundung heimischer Natur praktisch an.

3. Zur Naturinterpretation der Rucksackschule

Naturinterpretation ist Suche nach Verständnis, aber auch nach Sinn und Bedeutung von Naturvorgängen. Sie war einmal wesentlicher Teil der Überlebensstrategie bei Naturvölkern. Mit der Entlastung des Menschen von unmittelbaren Zwängen der umgebenden Natur in der Hochzivilisation, scheint die Notwendigkeit, sich mit Natur unmittelbar persönlich auseinanderzusetzen, nicht mehr zwingend gegeben zu sein. Es haben sich stattdessen wissenschaftliche und technische Kompetenzen entwickelt, die Natur unter strenger Auslese von Subjektivität, Vorurteil und Irrtum zu erkennen suchen und Normen für wissenschaftsorientierte Naturbetrachtung vorgeben, in der Sinnfragen keinen Platz mehr haben. Wissenschaftliche Strenge darf aber nicht den Reichtum subjektiv erlebbarer Phänomene zur Ereignislosigkeit herabwürdigen (MOLLENHAUER 1982). Die Rucksackschule wird daher auch primäre, sinnliche, persönlich identifizierbare Erfahrungsbereiche zulassen und pflegen, von konkreten Ereignissen Anknüpfungsmöglichkeiten zu allgemeinerem ökologischen Verstehen suchen und sinnvolle Perspektiven für konstruktiven Umgang mit lebendiger Natur in der persönlichen Lebensgestaltung erörtern.

Bezugsgrundlagen für Naturinterpretation der Rucksackschule sind daher weniger Belehrungen als praktische Übungen in ausgewählten Situationen, die Erkundung und Erfahrung von Natur zuarbeiten, wobei als wesentlich zu gestaltendes Element auch mitmenschlicher Umgang in der Kursgruppe hinzuzuzählen ist, bei dem es auf Verantwortung, konstruktive Hilfe, Toleranz und Verständnis ankommt (FISCHER 1983). Übungen in Kursgruppen der Rucksackschule beziehen sich auf

- primäre Erfahrungsbereiche (PORTMANN 1964) sensorisch-affektiven Naturerlebens,
- praktische Selbsterkundung und Beobachtung von Natur (vgl. auch WINKEL 1980; PROBST 1982; SALZMANN, GRAF 1982, JANSSEN 1984) sowie
- Selbstinstruktionen, die das Verständnis ökologischer Zusammenhänge verbessern sollen und schließlich
- Anreize, die den schonend zu entwickelnden Umgang mit Natur verstärken.

3.1 Übungen zu primären Erfahrungsbereichen

Zu primären Natur- und Umwelterfahrungen sind alle Menschen schon wegen ihrer angeborenermaßen verfügbaren sensiblen, afferenten Ausstattung in der Lage. Im wesentlichen bedient sich primäre Erfahrung der Verarbeitung von Sinneseindrücken.

Erfahrungen mit angelegten Augenbinden haben gezeigt, daß die Empfindungsfähigkeit, Aufnahmebereitschaft und Aufmerksamkeit für bestimmte Umwelteindrücke, z. B. Strukturqualität, Gerüche, Geräusche, warm/kalt-, trocken/naß-Eindrücke erheblich gesteigert werden können. Bei einer nach CORNELL (1979) für die Rucksackschule modifizierten und weiterentwickelten Übung, genannt "Blinde Barfußraupe", wo die Gruppe barfuß mit verbundenen Augen, die Hände auf dem Rücken des Vorangehenden, mit Zurufen durch zu erkundendes Gelände gelotst wird, ergaben sich auch sehr positive gruppendynamische Effekte. Nicht nur gemeinsames Naturerlebnis, sondern auch die Tatsache, daß der bzw. die Vorangehende dem Nachfolgenden Hilfestellung für den Gang ins Ungewisse gab, gestalteten das Naturerlebnis mit.

Zu primären Erfahrungen gehören Begriffsbildungen (SCHAEFER 1983) unter Verwendung von Assoziationen zu Bekanntem, Vertrautem, z. B. wenn etwa Wiesenlieschgras (*Phleum pratense*) als 'Pfeifenreiniger' oder der Teichfaden (*Zanichellia palustris*) als 'Unterwasserbart' bezeichnet und analoge Beschreibungen für lebende Strukturen "sieht aus wie ..." oder "riecht wie ...", "fühlt sich an wie ..." gesucht werden, noch bevor eingeführte Bezeichnungen zur Anwendung kommen.

3.2 Übungen zu methodenorientierter, sekundärer Erfahrung

Der Zugriff erfolgt durch Beobachtung und Beschreibung, außerdem durch aufschließende Präparation, die allerdings als Eingriff in ökologische Gefüge problematisch und wegen der ggf. hinterlassenen Spuren aus der Sicht naturschonender Vorbildwirkung fragwürdig ist. Das gilt auch für solche Experimente, die durch aggressive Fragestellungen zu Eingriffen in die Natur herausfordern.

Vor dem Hintergrund wissenschaftlicher Autorität und der Kompetenz hochentwickelter Standards wissenschaftlicher Analysetechnik kann methodengeleiteter Naturinterpretation aus der Sicht der Rucksackschule im Gelände nur die Bedeutung der Erweiterung einfacher Erkundungsübungen zukommen.

Die Rucksackschule führt keine Beweise durch. Außerdem haben sporadische, situationsgebundene Messungen von pH-Wert, Temperatur, Sauerstoff etc. nur sehr geringen, außerordentlich deutungsbedürftigen Aussagewert. Schließlich ist die Mitnahmekapazität für ohnehin zu teures Meß-, Präparations- und Übungsgerät auf Wanderungen beschränkt, so daß nur einfache, leicht zu handhabende Übungen mit wenig aufwendigen Präparations- und Meßgeräten, wie etwa Schneeschaufel, Thermometer, Maßband, Kompaß infragekommen.

3.3 Umgang mit Selbstinstruktionsmaterial

Viele allgemeine, außerordentlich bedeutungsvolle ökologische Erkenntnisse über Stoffkreisläufe, Energieflüsse, Fließgleichgewichte sind sinnlich erkundender Erfahrung im Gelände verschlossen. Das oszillierende Gleichgewicht von Räuber und Beute ist ebensowenig auf einer Exkursion zu beobachten wie der Kohlenstoffkreislauf. Ökologisches Verständnis wird daher mit Verständigungsmodellen (SCHAEFER et al. 1977) angestrebt. Voraussetzung ist dazu allerdings die Entwicklung, Bereitstellung und Mitführung von Instruktionsmaterial, z. B. Informationskarten, Bestimmungskarten, Symbolen, Steckschildern, Leinen und Wäscheklammern, mit deren Hilfe im Gelände selbständig Modelle zur gegenseitigen Unterrichtung in Lerngruppen aufgebaut werden können. Als bewährtes Planungsbeispiel ist hierfür der für die Rucksackschule entwickelte 'Lehrpfad aus dem Rucksack' anzusehen (TROMMER, ILGNER 1986).

Im Gegensatz zu den zahlreich vorhandenen, festinstallierten Forstlehrpfaden wurde mit diesem Waldlernparcours der Versuch gemacht, ohne feste Installierung mit Hilfe von Leinen, Zeichen, Karten und Stecksymbolen das ökologische Gefüge Wald modellhaft abzubilden. Der Waldlehrpfad wird nach Instruktionsmaterial von Lerngruppen am Rande von Waldwegen selbständig aufgebaut, die Verständniskontrolle erfolgt durch gegenseitige Information der Gruppen. Nach zweimaliger Erprobung haben sich folgende Themengruppen bewährt:

- Stockwerkbau des Waldes, wo mit Hilfe von Wäscheleinen, -klammern und Pflanzenproben in Plastikbeuteln der vertikale Aufbau verschiedener Waldgefüge nachgebaut wird (vgl. auch MOLS, KUIPER 1978).
- Zeigerwerte der Krautschicht, wo zwischen gespannten Leinen, die Gradienten ökologischer Zeigerwerte (nach ELLENBERG 1979) entsprechen, die Bioindikation ökologischer Gruppen abgebildet wird.
- Energiedurchfluß durch das Waldökosystem, wo an einer von einem Sonnensymbol zu grünen Pflanzen gespannten Leine (≙ 'Sonnenstrahl') der Energiedurchfluß verdeutlicht und mit Hilfe von Tierspuren und Tierbildern über Konsumenten bis hin zur Detrituszersetzung ergänzt wird.

Wie für den Waldlernparcours so ist auch für die Durchführung von Ökologiespielen neben Auswahl und Bereitstellung eines geeigneten Übungsgeländes die Mitführung einfachen, selbstanzufertigenden Übungsmaterials Voraussetzung. Ökologiespiele lassen sich auch auf Wanderungen einplanen, wo sie neben dem Lernwert auch zur Belebung und Verbesserung der Gruppendynamik beitragen können.

Ökologiespiele, wie etwa Variationen zum Räuber-Beute-Fangspiel 'Fuchs aus dem Loch' (TROMMER 1979) erwiesen sich sogar vor der Kulisse eines mit Spielgerät eingerichteten Spielplatzes in einem aufgelassenen Steinbruch in der Erprobung als konkurrenzfähig. Dazu kommt, daß gerade für Kinder und Jugendliche, insbesondere von Schullandheimen aus, spielerischer Erkundung und Orientierung große Bedeutung zuzumessen ist (KUHN et al. 1984; GÄRTNER, HÖBEL-MÄVERS 1985; MÜLLER 1985).

3.4 Umweltbewußt handeln

Der Aufbau eines positiven Bewußtseins dafür, auch einmal auf Naturgenuß zu verzichten, gehört mit zu den Aufgaben naturschutzverträglicher Touristenbildung. Je eindrücklicher Landschaftserlebnisse vom Wege aus sind, je motivierender Übungen am Wege ausfallen, je mehr das Lernen in der Gruppe Spaß macht, umso leichter wird der Verzicht fallen, Wanderwege zu verlassen.

Dazu sollten jedoch außerdem noch Übungen kommen, in denen die Kursteilnehmer sich engagieren können. In der Landschaft gibt es zahlreiche Störungen, von denen einige zur Beseitigung geradezu einladen. Bekannt sind schon Entmüllungs- und Bepflanzungsaktionen, die von Schulkindern und Jugendgruppen durchgeführt wurden. Aber auch an Erosionsstellen, z. B. beim Wegebau im Forstbereich oder bei Maßnahmen zur Lenkung von Besucherströmen, sind Reparaturanstrengungen möglich. Die Beteiligung an Heilungsmaßnahmen von Landschaftseingriffen aktiviert konstruktives Handeln, setzt aber auch Kooperation mit zuständigen Organen voraus, z. B. den Forstämtern.

4. Auswertungsbeispiel 'Rundwanderung mit Übungen'

Übungen, wie die oben skizzierten, können stationär an einem bestimmten Ort durchgeführt oder Wanderungen zugeordnet werden. Um die Effektivität der von der Rucksackschule angebotenen Dienstleistungen beurteilen zu können, müssen Beurteilungskriterien erarbeitet werden.

Im folgenden wird dargestellt, wie nach einer ca. 12 km langen Tagesrundwanderung mit Übungen Erlebniswert der Landschaft und Motivationswert von Lernübungen ausgewertet wurden.

Die Erlebnisbewertung wurde der Abschnittsgliederung der Wanderstrecke (Abb. 1, E1 - E14) zugeordnet, die Bewertung der Übungsmotivation erfolgte zu den einzelnen Übungen (Abb. 1, Ü1 - Ü9) davon getrennt. Abbildung 1 erfaßt das im ganzen positive Ergebnis eines Wandertageskurses zusammen, wie er im Rahmen der Trainervorbereitung durchgeführt wurde.

Im dargestellten Fall wurde überall dort ein positives Landschaftserlebnis bewertet, wo Wiesen oder Kammlagen Ausblicke erlaubten (Abb. 1, E1, E7, E10, E11). Bei der Bewertung der Übungsmotivation schnitten Übungen, die in besonderer Weise die Sinne angesprochen hatten, gut ab (Ü1, Ü2, Ü5). Übungen, die dem Ökosystemverständnis zuarbeiten sollten, wurden je nach Aufwand und Lernerfolg unterschiedlich bewertet (z. B. Ü3, Ü9). Insgesamt fällt eine relativ enge, chronologisch dicht zusammenliegende Übereinstimmung der Maxima von günstigem Landschaftserlebnis und günstiger Übungsmotivation auf, was darauf verweist, daß die Übungen entweder an der richtigen Stelle stattfanden bzw. das Landschaftserlebnis zu steigern vermochten oder umgekehrt, daß das Landschaftserlebnis die Übungsmotivation beeinflußte.

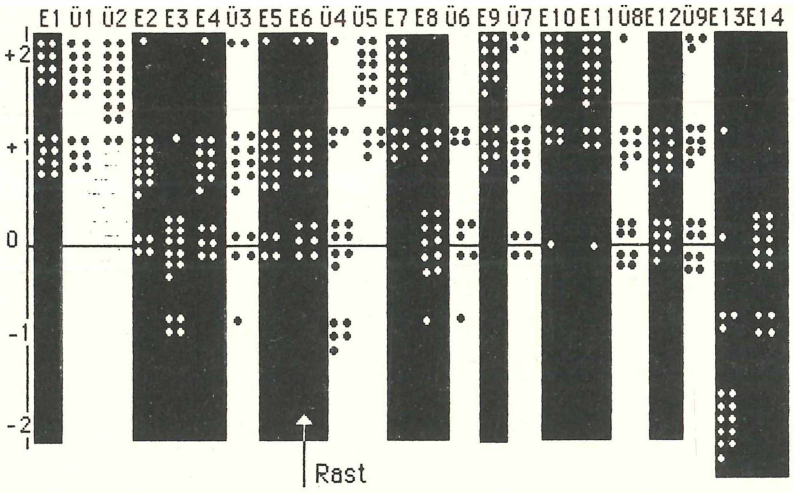
5. Ergebnisse aus 14 Rundkursplanungen in der Naturparkregion/Harz

Zum Abschluß des 1. Ausbildungskurs der Rucksackschule wurden von den Traineranwärterinnen und -anwärtern 14 verschiedene Tagesrundwanderungen von 8 - 12 km Streckenlänge in der Naturparkregion selbständig als touristisches Angebot erkundet und mit Übungen versehen. Aus der Analyse dieses Angebots ergibt sich folgender Trend:

I. Einer reinen Wanderzeit von ca. 3 - 4 h wurden etwa 3 - 4 h für durchschnittlich 7 - 8 Übungen zur Naturinterpretation zugeordnet.

II. Anspruchsvollere, zeitaufwendigere Übungen standen in der Regel zusammen mit den die Gruppendynamik fördernden Übungen am Anfang der Wanderung.

III. Von 100 analysierten, den Rundkurswanderungen zugeordneten Übungsaufgaben konnte der überwiegende Teil auf ca. 30 Standardübungen zurückgeführt werden, die überwiegend während der Ausbildung trainiert wurden. Das ist ein Hinweis darauf, wie notwendig die Trainerschulung der Rucksackschule ist.



E= Bewertung des Erlebnisprofils, schwarz unterlegt
Erlebniskriterien: Naturnähe, gewachsene Kulturlandschaft, Ästhetik
Einschätzskala für E:
+2 = sehr schöner, harmonischer Landschaftseindruck, bin begeistert
+1 = bemerkenswerter Landschaftseindruck, bin angenehm berührt
0 = durchschnittlicher Landschaftseindruck mit einzelnen Störfaktoren, wo man sich jedoch nicht langweilt
-1 = Landschaftseindruck mit mehreren Störfaktoren. Auf den ersten Blick langweilig oder unbehaglich
-2 = häßlicher, abstoßender Landschaftseindruck. Störzonen überwiegen. Komme am liebsten nicht wieder her.
E1 = Weg entlang einer Bergwiese (Ziegenbergwiese/Buntenbock)
E2 = Aufstieg durch einen Fichtenhochwald
E3 = Passage einer kahlgeschlagenen Fläche mit Wiederaufforstung
E4 = Höhenweg (Hundscher Weg)
E5 = Abstieg durch Fichtenhochwald zum Rastplatz oberhalb Lerbach
E6 = Rast mit Ausblick auf das obere Lerbachtal
E7 = Steilabstieg über Bergwiesen nach Lerbach-Oberdorf
E8 = Lerbach, Ort, Dorfstraße
E9 = Aufstieg durch Buchenwald (Sommerbergweg)
E10 = Aussichtsturm Kuckholtklippe
E11 = Rast in einer Schneise mit Ausblick aufs Schiefertal
E12 = Höhenweg durch Fichtendickung
E13 = Blick auf den Wohnblock des IG-Metallheimes Buntenbock
E14 = Rückweg durch das Dorf Buntenbock

Ü = Bewertung der Übungsmotivation
Einschätzskala für Ü:
+2 = bin begeistert, hat viel Spaß gemacht.
+1 = war gut, hat geklappt
0 = im ganzen zufriedenstellend, noch verbesserungsfähig
-1 = war mäßig, Unlust stellte sich ein
-2 = hat überhaupt keinen Spaß gemacht, war langweilig und öde
Ü1 = Wer gewinnt gegen wen? Erkundungsübung am Übergang von der Bergwiese zum Wald: wie weit siedeln Wiesenpflanzen in den Wald, wie weit siedeln Waldpflanzen in der Wiese?
Ü2 = Blinde Barfußraupe. Primärerfahrung zur Ertastung von Waldbodenqualitäten.
Ü3 = Erosion. Hangneigungsmesseung, Schätzung des Bodenabtrags, Bepflanzungsversuch einer durch Forstwegebau entstandenen Erosionsstelle
Ü4 = Jägerpost. Fragen an einen Jagdpächter, die auf einem Hochsitz hinterlegt werden.
Ü5 = Augenöffnungsübung auf einem steilen Abhang mit Blick auf das Dorf Lerbach
Ü6 = Erkundungsübung im Dorf: Wo fließt im Dorf der Lerbach? (nicht sichtbar, da verrohrt)
Ü7 = Erkundung des oberen Teiles eines Eisenerzstollens (Störungszone mit ausgeschiedenem Eisenoxid)
Ü8 = Mit Blick auf ein unbesiedeltes Tal: Einem Naturvolk Gegenstände aus der Zivilisation erklären
Ü9 = Augenöffnungsübung: Blick auf den Wohnblock des IG-Metallheimes Buntenbock

Abb. 1: Einschätzung des landschaftlichen Erlebnisprofils und der Übungsmotivation auf der Rundwanderung Buntenbock-Lerbach-Buntenbock.
16.07.85, Dauer: 9.00 - 18.00 Uhr, ca. 500 Höhenmeter/12 km, wolkig/heiter, ca. 16 °C, Gruppengröße N = 16 (Ausbildungsseminar).

Auf 14 Rundkurswanderungen verteilt, ergibt sich für die 100 Aufgaben folgende Differenzierung:

46 Aufgaben, die sich unmittelbar mit der Erkundung von Lebenwesen und Lebensstätten in der Landschaft befassen, darunter
- 25x Aufgaben zur Erkundung von Lebensstätten und zum Kennenlernen einheimischer Arten,
- 6x Aufgaben zum Vergleich von Lebensräumen,
- 5x Aufgaben zur Bestandserfassung,
- 4x spezielle Beobachtungsaufgaben,
- 3x Versteck- und Tarnaufgaben,
- 3x Such- und Sammelaufgaben.

24 Aufgaben, die sich mit dem Verständnis größerer ökologischer Zusammenhänge in der Landschaft befassen, darunter
- 17x Selbstinstruktionsaufgaben mit Hilfe vorgegebenen Informationsmaterials (z. B. Bioindikation, Waldschadensproblematik, Fließgewässerökologie),
- 3x Ökologiespiele (Räuber-Beute, Selektion),
- 2x Rollenspiele (Talsperrenbau),
- 2x Modelle zum Stockwerkbau des Waldes.

22 Aufgaben, die sich mit primärer sinnlicher Erfahrung beschäftigen, darunter
- 12x Augenöffnungsübungen zum Natur- und Landschaftsgenuß,
- 6x Probierübungen (Riechen, Schmecken, Tasten),
- 4x Schätzübungen (Größe, Gewicht, Alter).

8 Aufgaben, die speziell zur Verbesserung der Gruppendynamik zugeordnet wurden und mit Naturinterpretation wenig zu tun haben, darunter
- 6x Übungen zum Kennenlernen der Gruppenmitglieder untereinander
- 2x Geschicklichkeitsübungen.

Der Anteil verfügbarer Übungen reicht jedoch für eine vielfältige, jahresübergreifende Programmgestaltung mit Touristen noch nicht aus. Es sind daher neben ersten Erprobungen weitere Trainingskurse und kreative Anstrenungen der eingestellten Trainerinnen und Trainer erforderlich, um z. B. unter anderen jahreszeitlichen Aspekten die Planungsvoraussetzungen für Naturinterpretation im Gelände zu verbessern.

Literatur

BARTH W.-E., 1984: Menschliche Störungen in der Natur. Wild Hund:

BUCHWALD K., 1980: Naturparke in der Bundesrepublik Deutschland.

CORNELL J.B., 1979: Mit Kindern die Natur erleben. Oberbrunn (Ahorn).

ELLENBERG H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobot. 9:

FISCHER J., 1983: Bedürfnisstrukturen und Wertfindung. Anthropologische und kulturelle Aspekte der Erziehung. Schullandheim 125: 4 - 16.

FRITZ G., 1984: Auswirkung des Wertewandels in Erholung und Naturschutz. In: Naturschutz und Tourismus - mit oder gegeneinander? Saarbrücken (Verb. Dt. Gebirgs- Wandervereine): 46 - 52.

GÄRTNER H., HÖBEL-MÄYERS M., 1985: Spiel, Spielen, Spielverhalten - Erwägungen für die Biologiedidaktik. Math.-naturwiss. Unterr. 38: 138 - 145.

JANSSEN W., 1984: Naturschutzerziehung im Naturkundemuseum. In: (Ed. BERCK WEISS Naturschutz - Thema des Biologieunterrichts. Wetzlar (Hess. Naturschutzzentrum): 179 - 193.

KUHN K., PROBST W., SCHILKE K., 1984: IPN-Seminar 31: Biologie im Freien. Kiel (IPN): Vervielfältigte Materialien.

KÜHL A., 1984: Naturschutz und Tourismus im Harz. In: Naturschutz und Tourismus - mit oder gegeneinander? Saarbrücken (Verb. Dt. Gebirgs- Wandervereine): 5 - 15.

MOLLENHAUER D., 1982: Gegen eine ereignislose Biologie. Scheidewege 12: 99 - 111.

MOLS E.,KUIPER H. (Ed.), 1978: milieu handboek's-Gravenhage. Den Haag.

MÜLLER H., 1985: Orientieren im Schullandheim. Schullandheim 134: 4 - 31.

PORTMANN A., 1964: Welterleben und Weltwissen. Hamburg (Hoffmann & Campe).

PROBST W., 1982: Schule in der Natur - Kriterien für Ökologieunterricht im Gelände - aufgezeigt am Beispiel eines neuartigen Unterrichtsprogramms aus den USA. Verh. Ges. Ökol. 12: 511 - 518.

SALZMANN GRAF (Ed.), 1982: Wald erleben - Wald verstehen. Praktikumsvorschläge. Zofingen (Schweiz. Zentrum Umwelterziehung).

SCHAEFER G., TROMMER G., WENK K. (Ed.), 1977: Denken in Modellen. Braunschweig (Westermann): 216 S.

SCHAEFER G., 1983: Der Begriff Ökosystem in den Köpfen von Schülern und Lehrern. Verh. Ges. Ökol. 11: 351 - 359.

SCHULZ W., 1985: Wir und die Natur. Mitt. der Wildforsch. [Oberammergau] 55: 4 S.

TROMMER G., 1979: Fuchs aus dem Loch! Ber. ökol. Außenstelle Schüchtern 2: 153 - 155.

TROMMER G., 1980: Naturschutz im Biologieunterricht - Begriffsbilder bei Schülern der Primarstufe und Sekundarstufe I. Verh. Ges. Ökol. 8: 503 - 508.

TROMMER G., 1983: Plädoyer für eine Rucksackschule im Oberharz. Unser Harz 32: 87 - 88.

TROMMER G., ILGNER B. (Ed.), 1986: Draußen lernen. Bad Salzdetfurth (Franzbecker): 94 S.

WINKEL G., 1980: Biologie im Schullandheim. In: Projektarbeit im Schullandheim. Bd. 2. Regensburg (Walhalla & Praetoria).

Adresse:

Dr. Gerhard Trommer
Institut f. Biologie u. Chemie
und deren Didaktik TU
Konstantin-Uhde-Str. 16

D-3300 Braunschweig

Zur Struktur, Dynamik und Ökologie lang überschwemmter Hartholzauenwälder an der unteren March (Niederösterreich)

Emil Dister und Anton Drescher

S y n o p s i s

In the WWF Reserve 'Marchauen-Marchegg', located on the lower March River, there still exist old flood plain forests dominated by English oak *(Quercus robur)*, and white elm *(Ulmus laevis)*, which are flooded throughout much time of the spring (especially in April). They grow in soil rich in clay. Their structure and dynamics can be analysed more fully with the help of two stand-profiles.
Striking to the eye is the extensive lack of underbrush, which can be partly attributed to the extreme ecological conditions reigning there. Regeneration takes place naturally in small clearings. Here the English oak can also prosper, but is largely eliminated by the inflated cloven-hoofed game population. On the other hand *Fraxinus angustifolia* is regenerating better. In the future, it will take an more active part in the stand.
In conclusion, comparisons are drawn to other Central European flood plain forests and measures taken to conserve the stands.

Dynamics of stands, flood plain ecology, flood plain forest, structure of stands.

1. Einführung

Die Geschwindigkeit, mit der in den letzten Jahrzehnten die Auenwälder an den mitteleuropäischen Flüssen verschwanden oder irreversibel verändert wurden (vgl. HÜGIN 1981; YON, TENDRON 1981), läßt es geboten erscheinen, die wenigen noch erhaltenen naturnahen Bestände nicht nur auf ihre Artenzusammensetzung hin zu untersuchen, sondern sich auch mit ihrer Struktur und vor allem ihrer Dynamik zu beschäftigen. Ziel dieser Untersuchung ist es, die Grundlage für eine längerfristige Beobachtung der Bestandesdynamik zweier recht naturnaher, lang überfluteter Bestände zu legen und darüber hinaus Vergleiche mit der Entwicklung verwandter, aber nur kurzen Überflutungen ausgesetzten Hartholzauenwälder anzustellen. Die Transekte wurden daher mit Metallrohren verpflockt, die jederzeit ein rasches Auffinden der Flächen ermöglichen. Weiterhin sollte das tiefere Verständnis der Struktur, Dynamik und Ökologie dieser Wälder die Voraussetzung dafür schaffen, sinnvolle Pflege- und Entwicklungsvorschläge für die gesamten, teilweise schon geschützten Hartholzauenwälder der unteren March vorlegen zu können.

2. Lage, geomorphologische Charakteristik und Böden des Untersuchungsgebietes

Die Marchniederung liegt im Wiener Becken, einer von SW nach NO streichenden, tektonischen Senke zwischen Alpen und Karpaten (Abb. 1). Der breite Talboden grenzt im Westen an das tertiäre Hügelland des Weinviertels, das mit einer zum Teil mächtigen Lößschicht überdeckt ist. Die östliche Begrenzung bilden der ausstreichende Karpatenbogen und das Karpatenvorland. Über den tertiären Sedimenten liegen quartäre Akkumulationsterrassen bzw. Erosionsniveaus. Reste einer Niederterrasse aus der letzten Eiszeit sind im engeren Untersuchungsgebiet (Raum Marchegg-Zwerndorf) auch in der Aue kleinflächig erhalten geblieben (sog. Parzen).

Durch das geringe Gefälle der unteren March (0.15 ‰) wird bei Überflutungen überwiegend Material der feinsten Fraktionen abgelagert (vgl. Abb. 2). Dies hat die Ausbildung stark vergleyter und schlecht durchlüfteter Böden zur Folge. Weitere charakteristische Merkmale der Marchsedimente sind der durchweg niedrigere Kalkgehalt und der tiefere pH-Wert (5.2 - 6.5) im Vergleich zu den entsprechenden Böden der Donau (pH 7 - 8.2). Dies hängt mit dem Einzugsgebiet zusammen. Während die Donau von ihren rechtsufrigen Zubringern aus den Kalkalpen viel grobkörniges, kalkiges Geschiebe erhält, trägt lediglich die Thaya mit schluffigem Material aus dem Weinviertler Hügelland ein wenig zur Hebung des pH-Wertes und zur Verbesserung des Porenvolumens in den Böden der unteren March bei.

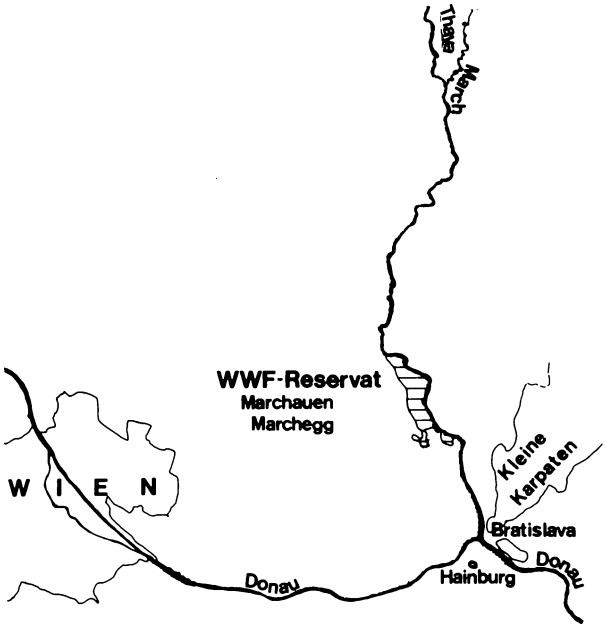


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

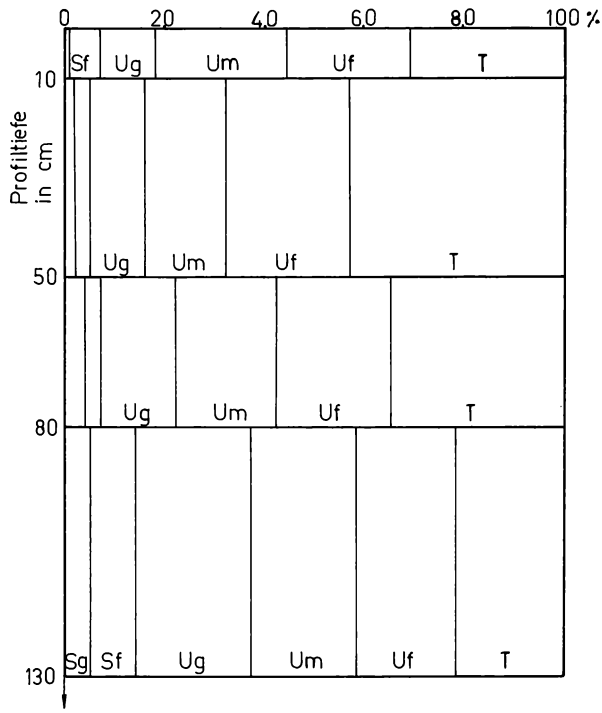


Abb. 2: Korngrößenverteilung in den Bodenhorizonten eines stark vergleyten Auenbodens der tiefsten Hartholzauenstufe

T = Ton
U_f = Feinschluff
U_m = Mittelschluff
U_g = Grobschluff
S_f = Feinsand
S_g = Grobsand

3. Die hydrologischen Verhältnisse

Die March hat am Pegel Marchegg ein Abflußregime, wie es für ostmitteleuropäische Flüsse, die aus den Mittelgebirgen gespeist werden, typisch ist. Die höchsten Wasserstände werden im Mittel im April erreicht. Die beiden davorliegenden Monate weisen ebenfalls recht hohe Pegelwerte auf, so daß vor allem im März/April mit Überschwemmungen gerechnet werden muß (vgl. Abb. 3). Die mittlere jährliche Schwankungsbreite zwischen Niedrigwasser (NW) und Hochwasser (HW) liegt bei etwa 310 cm; auf ein Jahrzehnt (1966 - 1975) bezogen liegen zwischen jenen Extremwerten (HW und NW) nahezu 450 cm. Das langjährige Mittel der Abflüsse (MQ) beträgt am Pegel Angern ca. 12 km oberhalb des Untersuchungsgebietes 114 m^3/s. Zur Ermittlung der Überflutungsdauer der Bestände wurden Nivellements durchgeführt, die an den Pegel Marchegg angehängt wurden, und die Wasserstandsdaten dieses Pegels ausgewertet (Hinweise zur Methode s. DISTER 1983). Dabei zeigte sich (Abb. 4), daß die tiefsten Teile des untersuchten Transektes (Flatterulme Nr. 79) einer Überflutungsdauer von 86 Tagen im langjährigen Mittel ausgesetzt sind, wovon 42 Tage auf die Zeit von April bis September entfallen (vgl. DISTER 1983, WENDELBERGER 1973).

Angrenzende Mulden, in denen *Fraxinus angustifolia* und *Populus x canescens* stocken, werden rechnerisch im Mittel ca. 110 Tage pro Jahr überflutet, da sie aber keine freie Vorflut besitzen, ist diese Angabe unsicher; die Ränder der Mulde werden zwar erst bei höheren Wasserständen überflutet, dafür bleibt das Wasser aber länger in solchen abflußlosen Senken stehen, besonders auf den sehr tonreichen Böden.

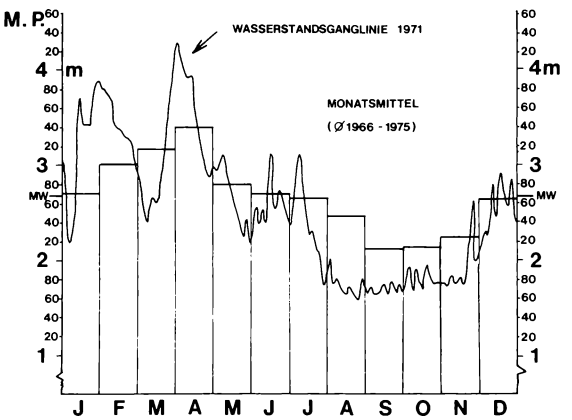


Abb. 3: Langjährige Monatsmittel der Wasserstände am Pegel Marchegg.
Die Ganglinie von 1971 kann als charakteristisch für die Wasserstandsdynamik gelten.

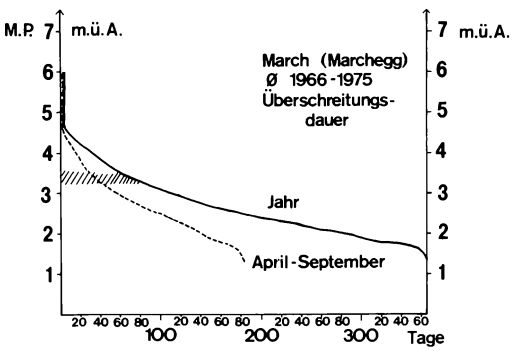


Abb. 4: Überschreitungsdauer der Pegelwerte am Marchpegel Marchegg (Dauerlinien) im langjährigen Mittel, bezogen auf das gesamte Jahr und auf die Zeit von April bis September.
Die Schraffur kennzeichnet die Höhenlage der untersuchten Bestände.

4. Struktur der untersuchten Bestände

Die beiden untersuchten Transekte liegen innerhalb des WWF-Reservates Marchauen-Marchegg in einer flußfernen Geländemulde unweit des Schlosses Marchegg auf Standorten der tiefsten Hartholzaue (vgl. DISTER 1980, 1983). Auf die floristische Zusammensetzung der Bestände wird hier nicht eingegangen, die Waldgesellschaften sind bereits bei DRESCHER (1977) genau beschrieben.

Die Wälder an der unteren March sind fast durchweg aus ehemaligen Mittelwäldern hervorgegangen. Bedingt durch die längere Zeit unterbliebene forstliche Nutzung ist dies manchmal nur schwer zu erkennen. Die beiden untersuchten Bestände zeigen deutlich einen stufigen Aufbau, was auch in der Stammzahlverteilung (s. Abb. 5) gut zum Ausdruck kommt. Die herrschenden Baumarten Stieleiche *(Quercus robur* L.*)* und Flatterulme *(Ulmus laevis* Pall.*)* erreichen Höhen von 25 - 28 Metern. Einzelne, noch am Bestandesaufbau beteiligte Graupappeln *(Populus* x *canescens)* haben bereits ihr physiologisches Maximalalter erreicht und ihre Kronen brechen. Die Feldesche *(Fraxinus angustifolia* Vahl*)* dominiert in den jüngeren Stärkeklassen bis 35 cm Brusthöhendurchmesser (BHD). Während die Flatterulme auch noch Anteil am Bereich der geringen Durchmesser hat, ist die Stieleiche fast nur mit stärkeren (älteren) Stämmen vertreten. Somit werden, wohl auf Grund des starken Wildverbisses, die Anteile der Stieleiche und auch der Flatterulme allmählich sinken; nur das Verbleiben der Feldesche im Bestand scheint derzeit nachhaltig gesichert zu sein.

Im Transekt B (Abb. 5) ist die Feldesche bis zu einem BHD von 20 cm fast völlig von der amerikanischen Esche *(Fraxisnus pennsylvanica* Marsh.*)* verdrängt, die gut an die standörtlichen Verhältnisse angepaßt ist und von gepflanzten Exemplaren aus aggressiv in Bestandslücken eindringt.

Eine Strauchschicht ist in beiden Transekten aus ökologischen Gründen nicht ausgebildet. Die wenigen Straucharten, die mit lang überfluteten, stark vergleyten und schlecht durchlüfteten Böden zurecht kommen, spielen hier wohl aus Lichtmangel und wegen des starken Wildverbisses nur eine untergeordnete Rolle; dagegen treten sie häufiger an Bestandesrändern auf. Einzig die autochthonen Baumarten Feldesche, Flatterulme und Stieleiche

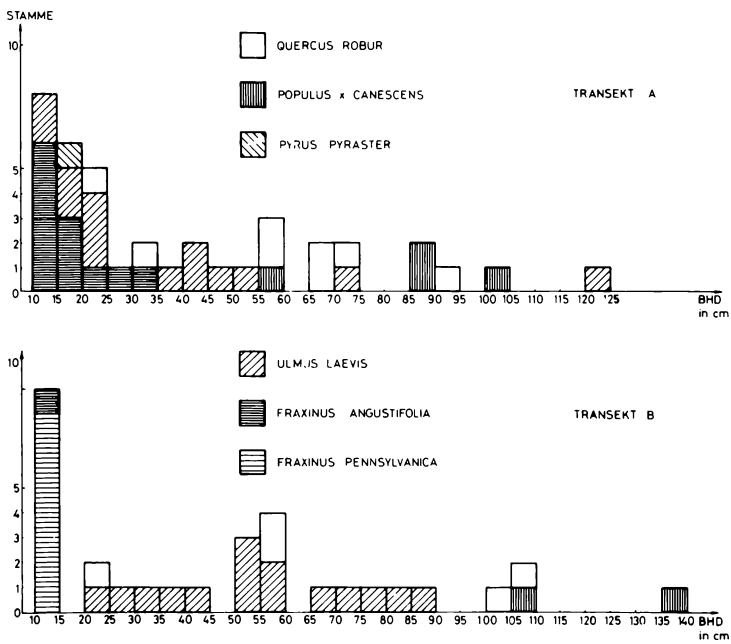


Abb. 5: Stammzahlen für die untersuchten Bestände, aufgeschlüsselt nach Brusthöhendurchmesser und Baumart.

sowie die Graupappel verjüngen sich gut, wobei in dicht bestockten Flächen die Graupappel, die Vorwaldart der Hartholzaue, fehlt. Welche Bedeutung die Feldulme *(Ulmus minor* Mill.*)* ohne die beträchtlichen Einbußen durch das Ulmensterben in den untersuchten Hartholzauenwäldern von Natur aus hätte, muß offenbleiben (vgl. DISTER 1985).

Die Krautschicht wird im Frühjahr von der Sommerknotenblume *(Leucojum aestivum* L.*)* beherrscht. Im Sommer treten dagegen dochwüchsige und sehr konkurrenzkräftige Stauden wie *Aster lanceolatus* Willd. und *Urtica dioica* L. auf (vgl. DRESCHER 1977, JELEM 1975), die die Verjüngung der Baumarten merklich behindern.

5. Zur Dynamik der Bestände

Bei der Betrachtung der räumlichen Verteilung der Baumarten und Altersklassen lassen sich kleinräumig verteilte Struktureinheiten herausschälen, die verschiedenen Entwicklungsphasen entsprechen. Im Aufriß des Transektes B (vgl. Abb. 8 und 9, weiterhin 6 und 7) sind drei davon gut erkennbar. Auf eine Altersphase im linken Teil (Meter 0 - 15) folgt eine Bestandeslücke von etwa 15 m Durchmesser. Diese Lücken entstehen durch das Zusammenbrechen alter Individuen, die ihr natürliches (physiologisches) Höchstalter erreicht haben. In unserem Fall sind das überwiegend Graupappeln, die meist nicht älter als 100 - 120 Jahre werden, hin und wieder auch Stieleichen. (Weitere Altersbohrungen an Flatterulmen und Stieleichen ergaben in den BHD-Klassen von 105 - 125 cm Werte zwischen 160 und 180 Jahren.) Prinzipiell kann aber jede Holzart der Ausgangspunkt für die Einleitung kleinräumiger Verjüngungsphasen sein (vgl. FALINSKI 1976). Die im Bestand immer vorhandenen Jungpflanzen nutzen dann das viel größere Lichtangebot und wachsen rasch in die entstandene Lücke ein. In beiden Transekten sind die Eschen bereits zwischen 5 und 10 Meter hoch. Auch einzelne Flatterulmen sind an der Verjüngung beteiligt. Dagegen konnte keine der gekeimten Eichen in die Verjüngungsgruppen einwachsen, wie das an anderen Stellen im Marchegger Schutzgebiet beobachtet wurde. Ob an der Unterrepräsentation der Eiche in der Jugendphase allein das Wild die Schuld trägt, läßt sich nur durch Zäunung eindeutig dokumentieren. Dies ist aber eine der Kernfragen bei weiteren Maßnahmen im Reservat (vgl. dazu auch LÖDL et al. 1977; MAYER, TICHY 1979; MADER 1982).

6. Die Stellung der Marchauenwälder im Vergleich mit anderen Hartholzauenwäldern Mitteleuropas

Unter den beschriebenen mitteleuropäischen Hartholzauenwäldern nehmen die Marchegger Altbestände zweifellos eine Sonderstellung ein; am ehesten kann man sie noch mit den Beständen auf dem Kühkopf am nördlichen Oberrhein vergleichen (s. DISTER 1985). In den Rheinwäldern fehlt allerdings die Feldesche *(Fraxinus angustifolia* Vahl*)*, die dort bis zu einem gewissen Grade von der weniger überflutungstoleranten Gemeinen Esche *(Fraxinus excelsior* L.*)* ersetzt wird. Außerdem besitzen die genannten Hartholzauenwälder am Rhein eine sehr ausgeprägte Strauchschicht, da sie heute nur noch relativ kurzzeitig überflutet werden (vgl. DISTER 1983, 1984) und damit einem (mittleren bis) höheren Niveau der Hartholzaue entsprechen; die wesentlich länger anhaltenden Überflutungen auf den feinkörnigen Böden der untersuchten Bestände an der March lassen dagegen eine Strauchschicht kaum zur Entwicklung kommen. Auch wirken die starke Konkurrenz der mannshohen Krautschicht und der Einfluß des Rotwildes sicherlich auf die Verjüngung jeglicher Gehölze, also auch der Sträucher, hemmend. Die Hartholzauenwälder der March sind demnach strukturärmer als die Rheinauenwälder.

Größere Übereinstimmungen zwischen den Altbeständen bei Marchegg und auf dem Kühkopf herrschen dagegen bei der Bestandesdynamik. In beiden Fällen ist eine Tendenz zur kleinflächigen Verjüngung klar erkennbar, die normalerweise durch das Absterben bzw. Zusammenbrechen eines Altbaumes ausgelöst wird. Die oberständigen Stieleichen scheinen sich derzeit allerdings nicht nachhaltig verjüngen zu können. Die Ursachen dafür liegen wohl vor allem in den überhöhten Schalenwildbeständen, wofür zumindest am Kühkopf einige eindeutige Belege gefunden wurden. Ähnlichkeiten bestehen ferner in der allmählichen Zurückdrängung der im Oberstand überrepräsentierten Stieleiche durch die Eschen *(Fraxinus angustifolia* bzw. *F. excelsior)*, ein

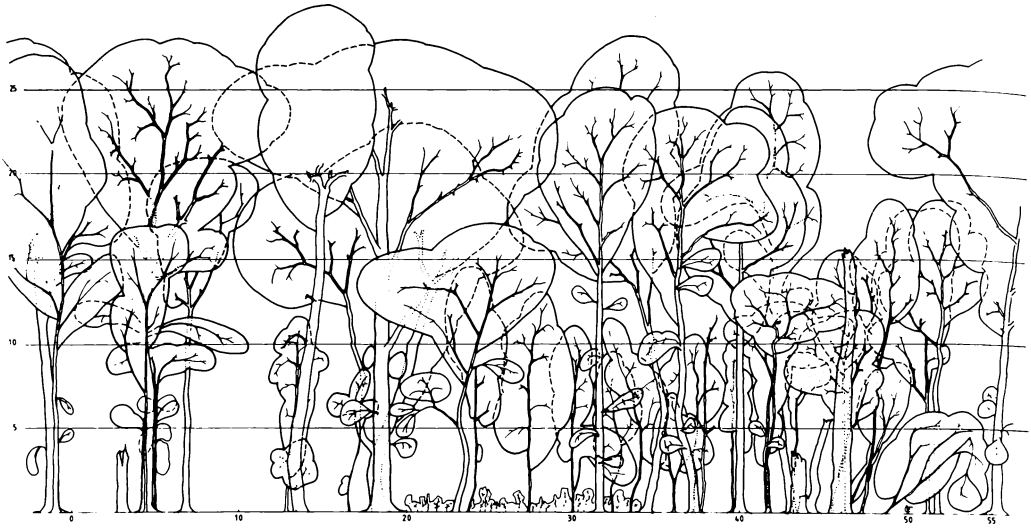


Abb. 6: Aufriß des Transektes A

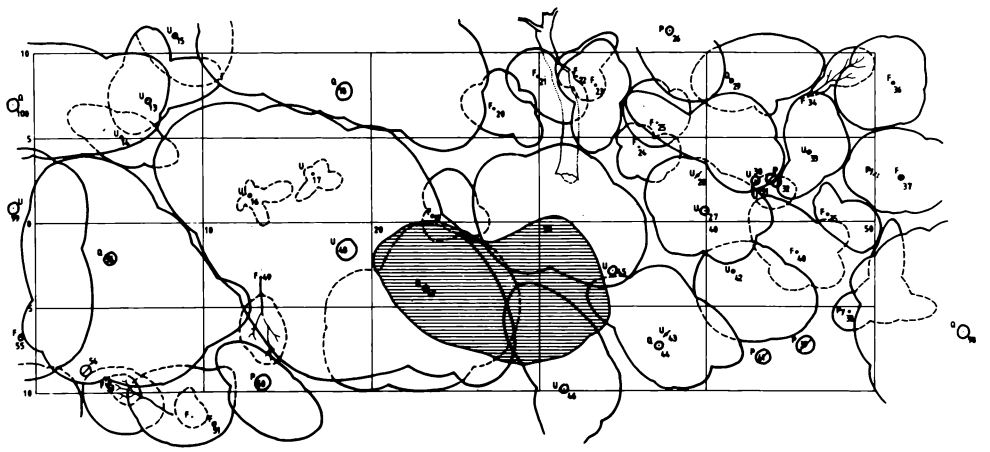


Abb. 7: Grundriß des Transektes A

langdauernder Prozeß, der auf den Kühkopf rascher abläuft als an der March. In beiden Gebieten wird das Vordringen von *Fraxinus* durch den starken Rückgang der Ulmen *(Ulmus minor* Mill. und *U. laevis* Pall.*)* begünstigt. Das weitgehende Fehlen von Lianen in den Altbeständen ist an der unteren March wie am nördlichen Oberrhein auf die tonreichen und damit sauerstoffarmen Böden und die anhaltenden Überflutungen zurückzuführen.

Dagegen sind zwischen den Hartholzauenwäldern der March und den gründlich untersuchten Rheinwäldern des Elsasses (vgl. CARBIENER 1970, 1974; WALTER 1972/73/74, 1979a, b, 1982; CHESSEL 1979; BEEKMAN 1984; WINCKEL 1984) kaum Übereinstimmungen festzustellen. Die Ursachen für diese Unterschiede liegen teils in den abiotischen Faktoren, teils aber auch in der forstlichen Bewirtschaftung. Die Bestände im Elsaß stocken durchweg auf grobkörnigeren Böden und sind durch Dammbauten seit den 60er Jahren von den Überflutungen des Rheins abgeschnitten; kurzumtriebige Hauungen brachten viel Licht in die Bestände und begünstigten verschiedene Weichholzarten wie auch die Lianen. Dadurch finden sich heute hochwassertolerante und überflutungsempfindliche Arten, Licht- und Schattbaumarten, Arten der Weichholzaue und solche der Hartholzaue, oft überzogen von dichten

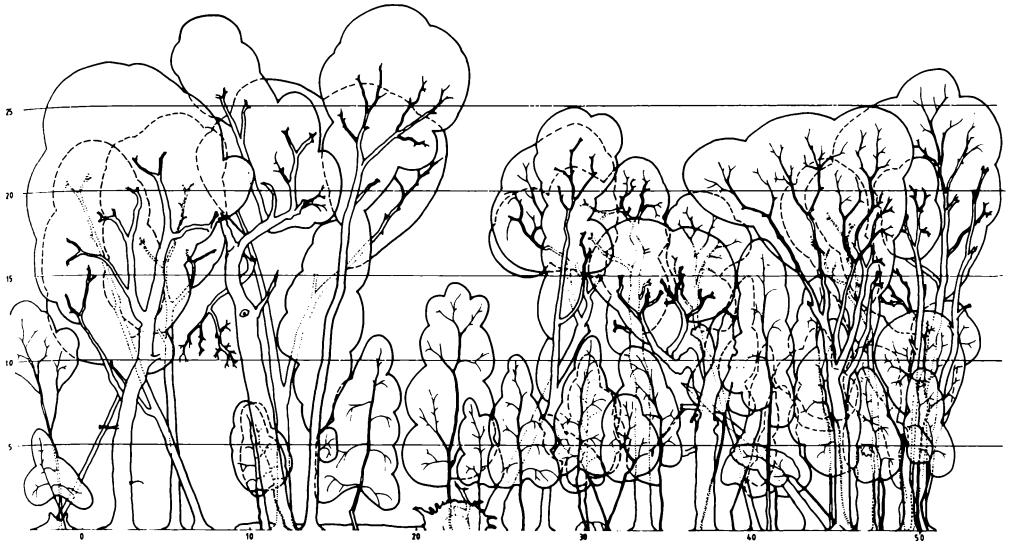


Abb. 8: Aufriß des Transektes B



Abb. 9: Grundriß des Transektes B

Lianenvorhängen der Waldrebe *(Clematis vitalba* L.*)* in bunter Mischung. Selbst unter den im Naturzustand sehr dynamischen Standortsverhältnissen des südlichen Oberrheins dürften solche extrem struktur- und artenreiche Übergangsstadien eine Ausnahme dargestellt haben; auch muß man wohl BEEKMAN (1984) zustimmen, wenn er das übermäßige Auftreten von *Clematis vitalba* in vielen elsässischen Rheinwäldern als Merkmal degradierter Bestände ansieht.

Literatur

BEEKMAN F., 1984: La dynamique d'une forêt alluviale rhénane et le rôle des lianes. Coll. phytosoc. 9 (Les forêts alluviales, Strasbourg 1980): 475 - 501.

CARBIENER R., 1970: Un exemple de type forestier exceptionnel pour l'Europe occidentale: la forêt du lit majeur du Rhin au niveau du fossé rhénan. (Fraxino-Ulmetum OBERD: 53) Intérêt écologique et biogéographique. Comparaison à d'autres forêts thermophiles. Vegetatio 20: 97 - 148.

CARBIENER R., 1974: Die linksrheinischen Naturräume und Waldungen der Schutzgebiete von Rhinau und Daubensand (Frankreich): eine pflanzensoziologische und landschaftsökologische Studie. In: Das Taubergießengebiet - eine Rheinauenlandschaft. Natur-Landschaftsschutzgeb. Baden-Württ. 7: 438 - 535.

CHESSEL D., 1979: Etude des structures spatiales en forêt alluviale rhénane. II. Analyse de la dispersion horizontale monospécifique. Oecol. Plant. 14 (3): 361 - 369.

DISTER E., 1980: Geobotanische Untersuchungen in der hessischen Rheinaue als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Diss. Univ. Göttingen: 170 S.

DISTER E., 1983: Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. Verh. Ges. Ökol. 10: 325 - 336.

DISTER E., 1984: Bemerkungen zur Ökologie und soziologischen Stellung der Auenwälder am nördlichen Oberrhein (Hessische Rheinaue). Coll. phytosoc. 9 (Les forêts alluviales, Strasbourg 1980): 343 - 363.

DISTER E., 1985: Zur Struktur und Dynamik alter Hartholzauenwälder (Querco-Ulmetum Issl. 24) am nördlichen Oberrhein. Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst. 123:

DRESCHER A., 1977: Die Auenwälder der March zwischen Zwerndorf und Marchegg. Diss. Phil. Fak. Univ. Wien.

DRESCHER A., 1985: Die südostmitteleuropäischen Hartholzauenwälder - Ein Vergleich. Verh. Zool.-Bot. Ges. Öst. 123: 33 - 41.

FALINSKI J., 1976: Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderung des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. Phytocoenosis 5 (2): 85 - 108.

HÜGIN G., 1981: Die Auenwälder des südlichen Oberrheintals - ihre Veränderung und Gefährdung durch den Rheinausbau. Landschaft Stadt 13 (2): 78 - 91.

JELEM H., 1975: Marchauen in Niederösterreich. Mitt. forstl. Bundesversuchsanst. 113: 93 S.

LÖDL J., MAYER H., PITTERLE A., 1977: Das Eichen-Naturschutzgebiet Rohrberg im Hochspessart. Forstw. Cbl. 96 (5): 294 - 312.

MADER K., 1982: Zur waldbaulichen Behandlung der Marchauen. Allgem. Forstzeitschr. 37 (23): 682 - 683.

MAYER H., TICHY K., 1979: Das Eichen-Naturschutzgebiet Johannser Kogel im Lainzer Tiergarten, Wienerwald (Forstverwaltung Lainz der Stadt Wien). Cbl. ges. Forstwesen 96(1): 193 - 226.

WALTER J.-M., 1972/73/74: Arbres et forêts alluviales du Rhin. Bull. Soc. Hist. Nat. Colmar 55: 37 - 88.

WALTER J. M., 1979a: Etude des structures spatiales en forêt alluviale rhénane. I. Problèmes structuraux et données expérimentales. Oecol. Plant. 14 (3): 345 - 359.

WALTER J.-M., 1979b: Etude des structures spatiales en forêt alluviale rhénane. V. L'architecture forestière observée. Oecol. Plant. 14 (3): 401 - 410.

WALTER J.-M., 1982: Architectural profiles of flood-forests in Alsace. In: (Red. DIERSCHKE H.): Struktur und Dynamik von Wäldern. Ber. Int. Ver. Vegetationsk. [Vaduz (Cramer)]: 187 - 234.

WENDELBERGER G., 1973: Überschwemmte Hartholzauen? Vegetatio 28 (5 - 6): 253 - 281.

WINCKEL R. van de, 1984: Le Wyhlerwald, l'architecture et la dynamique d'une forêt alluviale rhénane sauvage. Coll. phytosoc. 9 (Les forêts alluviales, Strasbourg 1980): 503 - 541.

YON D., TEDRON G., 1981: Alluvial forests in Europe. Conseil de l'Europe: 65 S.

Adresse:

Dr. Emil Dister
WWF-Auen-Institut
Josefstr. 1
D-7550 Rastatt

Dr. Anton Drescher
Institut für Botanik Univ.
Holteigasse 6
A-8010 Graz

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Untersuchungen zum Gütezustand eines Mittelgebirgsbaches

Antje Stöckmann und Christian Kunze

S y n o p s i s

This investigation shows a comparison of two brook habitats either spoiled or rather untouched by human activities. The survey was made near Gießen. Human influence means artificial stream-bed construction, removal of vegetation and pollution by domestic sewage or fertilizer seapage. The unspoiled segment is rather typical for the fast-running waters of a hillside brook in a Central-German landscape. Physico-chemical and biological methods were used to explore the ecology and water quality of both segments. As a consequence of all negative factors the quality of the polluted water was found to be reduced by one class, from class I (= oligosaprob) to class II (= β-mesosaprob), while lack of vegetation and straightened course of the bed caused erosion at the banks. The results of the survey were used to suggest some means for improvement of ecological conditions and water-quality.

Biological indicators, pollution, water-quality

1. Einführung

Das heutige Bild der Fließgewässer wird schon in deren Oberlauf durch Abwassereinleitungen und Veränderungen ihres Bettes bestimmt. An die Stelle natürlich verlaufender Gewässer treten begradigte, ihres Bewuchses beraubte Wasserrinnen.

Mit dieser Untersuchung soll gezeigt werden, wie sich eine temporäre Abwasserbelastung verbunden mit Ausbaumaßnahmen auf einen unbelasteten Bach auswirken. Außerdem sollen Hinweise zur Verbesserung des ökologischen Zustands auch im Hinblick auf Erosions- und Naturschutz gegeben werden.

Als Probestellen wurden zwei 20 m lange Abschnitte des Fohnbachs in der Nähe von Gießen ausgewählt. Untersuchungsstelle A liegt im Krofdorfer Forst in einem Wiesental. Der Abschnitt ist naturnah; er wird von einem Saum aus Schwarzerlen *(Alnus glutinosa)* mit einzelnen Hainbuchen *(Carpinus betulus)* begleitet. Das Substrat besteht aus grobem Geröll; Kies und Sand kommen selten vor. Die Fließgeschwindigkeit ist hoch, die Strömung hat starke Turbulenzen. An den Bach grenzt eine einschürige Waldbinsenwiese *(Scirpetum sylvatici)*. Unter den Erlen wachsen an lichten Stellen Arten des Bachröhrichts *(Glycerio-Sparganion)*.

Probestelle B liegt ca. 100 m unterhalb einer Abwassereinleitung in Form eines Regenüberlaufs eines Sammlers für Haushaltabwässer. Der Abschnitt ist begradigt und zur Uferbefestigung mit Fichtenrauhholz-Faschinen versehen. Das Substrat wird durch grobes Geröll gebildet, in Stillwasserzonen durch Lehm. Die Fließgeschwindigkeit ist hoch, die Strömung stark. Die Vegetation in diesem Bereich besteht auf einer Seite aus dem Pestwurz-Giersch-Saum *(Aegopodio-Petasitetum hybridi)* und der Brennessel-Zaunwinden-Gesellschaft *(Urtico-Convolvuletum)*, die durch die Zaunwinden-Nesselseiden-Schleiergesellschaft *(Cuscuto-Convolvuletum sepium)* überwachsen werden. An die andere Seite grenzt eine dreischürige, gedüngte Sumpfdotterblumenwiese *(Calthion palustris)*. Sie geht in eine feuchte Glatthaferwiese *(Arrhenatheretum elatioris)* über.

2. Methoden

Um ein möglichst umfassendes Bild des Zustands zu erhalten, wurde eine Kombination aus physikalisch-chemischen und biologischen Untersuchungsmethoden gewählt. Chemische Untersuchungen stellen eine Momentaufnahme dar, biologische spiegeln den Dauerzustand wider (HILDENBRAND 1974).

Im Abstand von 14 Tagen wurden von Mai bis Dezember Wasserproben entnommen und im Labor in Abwandlung von MERCK (1978) analysiert. Die Sauerstoffwerte wurden an Ort und Stelle mit der WTW-Elektrode Oxi 57 bestimmt, die pH-Werte mit der WTW-Elektrode pH-Digi 520 und die Leitfähigkeitswerte mit einem Meßgerät der Firma Hoelzle & Chelius. Die Chloridwerte wurden mit Merck-Aquaquant ermittelt.

Das Makrozoobenthos wurde je einmal in den Zeiträumen Mai/Juni, Juli/August und September in Abwandlung von Methoden nach BREITIG u. TÜMPLING (1982) abgesammelt und ausgewertet. Um die Ergebnisse beider Stellen vergleichen zu können, wurde je eine Stunde gesammelt. Außerdem wurden im Juni Lichtfänge mit einer Mischlichtlampe durchgeführt. Die gefundenen Tiere wurden möglichst bis zur Art bestimmt. Der Saprobienindex wurde nach PANTLE u. BUCK (1955) ermittelt. Die dazu nötige Einstufung der gefundenen Taxa erfolgte nach WEGL (1983).

Die Vegetation im Gewässer und am Ufer wurde nach OBERDORFER (1979) bestimmt. Die Werte der Stickstoffzeiger stammen aus ELLENBERG (1979), die Bestimmung der Ökologischen Wertsumme (ÖWS) folgt WIEGLEB (1979).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Physikalisch-chemische Analysen

Die Werte der physikalisch-chemischen Analysen sind in Tab. 1 dargestellt. Sie zeigen für Stelle A eine mäßige Belastung, für Stelle B eine deutlich höhere. Dies wird durch die Abwassereinleitung erklärt. Besonders deutlich ist der erhöhte Phosphatwert, der seine Ursache in den Waschmittelrückständen hat. Die für ein unbelastetes Gewässer recht hohen Phosphatwerte an Stelle A könnten durch Phosphatfreisetzung beim Laubabbau und durch Erosion von landwirtschaftlich genutzten Bereichen im Oberlauf erklärt werden (AMBERGER 1972).

Tab. 1: Physikalisch-chemische Werte (Mittelwerte)
n.n. = nicht nachweisbar

	Temperatur (° C)	O_2-Sättigung (%)	Leitfähigkeit (µS/cm²)	Härte (dH)	pH-Wert
A	11.1	91	275	8.9	7.5
B	13.1	91	340	10.1	7.7

	O_2 (mg/l)	PO_4^{3-} (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	NO_2^- (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	Cl^- (mg/l)
A	10.0	0.7	0.17	n.n.	1.9	10
B	9.6	1.9	0.32	0.06	4.8	25

An Hand der LAWA-Richtwerte (LAWA 1980) läßt sich die Untersuchungsstelle A in die Güteklasse I bzw. I - II (oligosaprob) und die Untersuchungsstelle B in die Güteklasse II (ß-mesosaprob) einordnen. Die in den genannten Richtwerten angegebenen Werte für den Sauerstoffgehalt muß man wohl als für Mittelgebirgsbäche zu niedrig bezeichnen (ILLIES, SCHMITZ 1980). So wird auch die Diskrepanz zwischen den in dieser Arbeit ermittelten Güteklassen und den Sauerstoffwerten erklärbar (s. Tab. 1).

Die erhöhten Stickstofffrachten an Probestelle B stammen sowohl aus dem Abwasser als auch infolge Auswaschung aus der angrenzenden Wiese. Hier werden an den durch Hochwasser verursachten Abbrüchen zusätzlich Schad- und Trübstoffe eingetragen. Die zunehmende Eutrophierung zeigt sich durch den hohen Anteil an N-Zeigern in der Vegetation (Abb. 1).

Der Ammoniumgehalt wirkt sich bei gleichzeitiger guter Sauerstoffsättigung nicht schädlich aus, da diese die Oxidation zum Nitrat bewirkt (HILDENBRAND 1975).

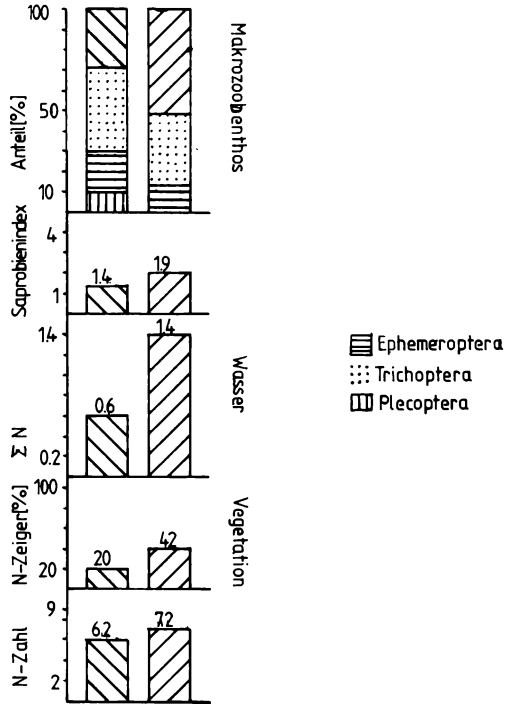


Abb. 1: Häufigkeitsanteil der drei Indikatorgruppen, Saprobienindex, N-Werte des Wassers, Häufigkeitsanteil der N-Zeiger und durchschnittliche N-Zahl
$\Sigma N = NH_4\text{-}N + NO_2\text{-}N + NO_3\text{-}N$

3.2 Zoologische Analysen

Die Ergebnisse der biologischen Untersuchung sind in Abb. 1 zusammengefaßt. Steinfliegen *(Plecoptera)*, Eintagsfliegen *(Ephemeroptera)* und Köcherfliegen *(Trichoptera)* sind besonders gute Indikatoren für den Gütezustand, da sie bis auf wenige Ausnahmen wie *Hydropsyche* spec., *Trichoptera*, ausschließlich in den Güteklassen I und II vorkommen (s. Tab. 2 u. 3). Es ist auffällig, daß an Probestelle B Vertreter der Steinfliegen völlig fehlen, obwohl es sich bei *Nemoura cinerea*, die an Stelle A gefunden wurde, um einen Ubiquisten handelt. Möglicherweise vertragen sie die ständigen Schwankungen der chemischen Werte im Wasser nicht.

Für die Untersuchungsstelle A wurde ein Saprobienindex von 1.4 und für Stelle B ein Index von 1.9 errechnet (Abb. 1). Der ermittelte Saprobienindex der Untersuchungsstelle B könnte aus zwei Gründen zu niedrig liegen: Das Substrat wird von Steinen gebildet, deshalb finden Saprobier keinen Lebensraum. Außerdem bedeutet die hohe Strömungsgeschwindigkeit eine bessere Sauerstoffversorgung und damit einen Ausgleich für eine Belastung (SCHWOERBEL 1980). Weil es noch keine einheitliche Bewertungsliste gibt, täuscht die Bestimmung des Saprobienindex allgemein eine zu große Genauigkeit und Aussagekraft vor. Aus diesem Grund reicht er als alleiniges Gütekriterium nicht aus (ILLIES, SCHMITZ 1980).

In der Gesamtbeurteilung nach LAWA (1980) entspricht Probestelle A der Güteklasse oligosaprob und Probestelle B der Güteklasse ß-mesosaprob.

Tab. 2: Liste der an A gefundenen Taxa
(h nach BREITIG, TÜMPLING 1982)
Maximalwerte aus drei Messungen ohne Lichtfänge

		h
Hirudinea	*Glossiphonia complanata* L.	1
Crustacea	*Gammarus pulex* L.	7
Ephemeroptera	*Heptagenia lateralis (= Ecdyonurus* l. Curt.)	5
	Rhithrogena semicolorata Curt.	3
	Baetis rhodani Pict.	1
	Baetis spec.	4
Plecoptera	*Diura bicaudata* L.	2
	Nemoura cinerea Retz.	4
	Protonemoura spec.	2
Heteroptera	*Velia caprai* Tam.	2
Trichoptera	*Hydropsyche angustipennis* Curt.	1
	Hydropsyche instabilis	2
	Rhyacophila fasciata Hag.	1
	Plectrocnemia conspersa Curt.	3
	Plectrocnemia geniculata Mc.L.	1
	Polycentropus flavomaculatus Pict.	1
	Sericostoma pedemontanum Mc.L.	1
	Sericostoma personatum Spence	3
	Odontocerum albicorne Scop.	2
	Silo pallipes Fbr.	3
	Halesus spec.	7
	Micropterna lateralis Steph.	1
	Potamophylax luctuosus Pill.	2
	Potamophylax nigricornis Pict.	2
Diptera	Fam. *Simuliidae*	7
	Fam. *Ptychopteridae*	2

Tab. 3: Liste der in B gefundenen Taxa
(h nach BREITIG, TÜMPLING 1982)
Maximalwerte aus drei Messungen ohne Lichtfänge

		h
Mollusca	*Ancylus fluviatilis* Müll.	7
	Pisidium spec.	2
Hirudinea	*Erprobdella octoculata* L.	2
	Glossiphonia complanata	2
Crustacea	*Gammarus pulex*	7
	Gammarus roeselii	4
Ephemeroptera	*Heptagenia lateralis (= Ecdyonurus* l. Curt.)	3
	Baetis spec.	7
Neuroptera	*Sialis fuliginosa* Pict.	2
Coleoptera	*Platambus maculatus* L.	2
Trichoptera	*Hydropsyche angustipennis* Curt.	1
	Hydropsyche instabilis	5
	Rhyacophila fasciata Hag.	2
	Plectrocnemia conspersa Curt.	1
	Sericostoma personatum Spence	1
	Anabolia nervosa Curt.	1
	Anabolia spec.	2
	Halesus spec.	4
	Limnephilus hirsutus	2
Diptera	Fam. *Ptychopteridae*	3

3.3 Ökologische Wertsumme

Stelle A besitzt eine ÖWS von 25, Stelle B von 11; diese Methode ist nur bedingt anwendbar. An beschatteten Stellen wie an A fällt sie aus, da das Wachstum der Makrophyten gebremst wird. Trotzdem liegt der Wert für Stelle A deutlich höher als für B. Daraus kann man die Besiedlung mit Ubiquisten an Stelle B leicht ableiten. Der hohe Anteil der N-Zeiger hat seine Ursache in der Düngung der angrenzenden Wiese.

4. Folgerungen für den Natur- und Landschaftsschutz

Die Untersuchungsstelle A stellt ein gutes Beispiel für einen naturnahen Bachoberlauf dar, sowohl von den physio- und hydrographischen Verhältnissen, wie von tierischer und pflanzlicher Besiedlung her gesehen. Dies läßt sich u. a. an einem autonomen Vorkommen der Bachforelle *(Salmo trutta fario)* erkennen.

Um einen veränderten und belasteten Abschnitt, wie ihn Untersuchungsstelle B darstellt, zu renaturieren, kann man sich an Stelle A orientieren.

Voraussetzung für einen Erfolg ist die Beseitigung der Abwasserbelastung. Zwar bedeutet eine Verschlechterung um eine Güteklasse auf ß-mesosaprob noch keine existentielle Bedrohung des Lebensraumes, aber die Gefährdung läßt sich z. B. am völligen Ausfall der Steinfliegen erkennen. Aus diesem Grund ist ein allgemeines Ziel der Gewässerreinhaltung, überall Güteklasse II zu erreichen, in Frage zu stellen. Dies könnte eine Zunahme der Belastung der noch unberührten Oberläufe bedeuten, um andere Strecken zu entlasten.

Eine weitere Forderung wäre, Düngereinsatz und ständige Mahd in direkter Umgebung des Gewässers zu unterlassen. Die Auswirkungen des Düngereinsatzes in Form einer Eutrophierung sind bekannt.

Eine mehrmals im Jahr wiederholte Mahd der Ufer (im Rahmen der Wiesenmahd an Stelle B dreimal im Jahr) schwächt den Bewuchs oder zerstört ihn, so daß es leicht zu Hochwasserschäden wie Uferabbrüchen kommt. Den besten Erosionsschutz stellt die potentiell natürliche Vegetation dar. An Mittelgebirgsbächen wärend dies Schwarzerlen an der Mittelwasserlinie (LOHMEYER, KRAUSE 1985). Außerdem bilden Schwarzerlen einen Lebensraum für verschiedene Wassertiere. Dennoch sollten Bereiche der Bachröhrichte erhalten bleiben. Für bestimmte Wasserinsekten wie Libellen *(Odonata)*, hier: *Calopteryx splendens, C. virgo, Cordulegaster bidentatus, C. boltonii*, sind sie lebensnotwendig. Als Ersatzgesellschaften der potentiell natürlichen Vegetation sind sie schon immer dort aufgetreten, wo durch Hochwasser Lücken im Gehölzbewuchs entstanden (KNAPP, STOFFERS 1962). Außerdem wirken Röhrichtbestände und Pestzwurzfluren uferstabilisierend.

Die positive Bedeutung von unbelasteten, nicht oder naturnah ausgebauten Gewässern ist inzwischen weitgehend anerkannt, so daß die Hoffnung besteht, daß die heutige Situation vieler Fließgewässer in Zukunft deutlich verbessert werden wird,wenn jetzt gehandelt wird.

Bei der Bestimmung der Köcherfliegen waren mir R. Eckstein und U. Kist, Marburg, behilflich. Dafür bedanke ich mich.

Nachtrag:
In der Zwischenzeit haben sich die Verhältnisse an Untersuchungsstelle B verändert. Durch die zuständigen Forstdienststellen wurde eine Renaturierung des gesamten Bereiches eingeleitet. Die gepflanzten Schwarzerlen (Alnus glutinosa) sind angewachsen und haben sich zu kleinen Bäumchen entwickelt. Dadurch kommt es nicht mehr zu Uferabbrüchen und die regelmäßige Mahd der direkten Uferzonen wird verhindert. Weiterhin soll die Abwasserbelastung verringert werden. Obwohl noch einiges verbessert werden könnte, bedeuten die erfolgten Maßnahmen eine deutliche Wendung zum Positiven.

Literatur

AMBERGER A., 1972: Belastung und Entlastung der Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft. Landw. Forsch. Sonderheft 27 (1): 13 - 24.

BREITIG G., TÜMPLING W. von (Ed.), 1982: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. II. Biologische Methoden. Jena (Fischer).

ELLENBERG H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobot. 9.

HILDENBRAND G., 1974: Kritische Betrachtungen zur Aussagefähigkeit der chemischen und physikalischen Wasseranalyse eines Fließgewässers. Verh. Ges. Ökol. (Saarbrücken 1973): 117 - 125.

HILDENBRAND G., 1975: Erfassung und Auswertung ökologischer Daten an einem Fließgewässer - ein Beitrag zur Landschaftsplanung. Daten Dok. Umweltschutz 14:

ILLIES J., SCHMITZ W., 1980: Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustands der Fließgewässer (systematisch-kritische Übersicht). Stud. Gewässerschutz 5 [Karlsruhe (LA für Umweltschutz)].

KNAPP R., STOFFERS A.L., 1962: Über die Vegetation von Gewässern und Ufern im mittleren Hessen und Untersuchungen über den Einfluß von Pflanzen auf Sauerstoffgehalt, Wasserstoffionen. Konzentration und die Lebensmöglichkeit anderer Gewächse. Ber. Oberhess. Ges. Natur- u. Heilk., Naturwiss. Abt. 32: 96 - 141.

LAWA, 1980: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Gewässergütekarte Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart.

LOHMEYER W., KRAUSE A., 1975: Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. Schriftenr. Vegetationsk. 9.

MERCK E., 1978: Die Untersuchung des Wassers.

OBERDORFER E., 1979: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 4. Aufl. Stuttgart (Ulmer).

PANTLE R., BUCK H., 1955: Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Bes. Mitt. Dt. Gewässerk. Jb. 12: 135 - 143.

SCHWOEREL J., 1980: Einführung in die Limnologie. Stuttgart/New York (Fischer).

WEGL R., 1983: Index für die Limnosaprobität. Wasser Abwasser 26 (Beitr. Gewässerforsch. 13).

WIEGLER G., 1979: Vorläufige Übersicht über die Pflanzengesellschaften der niedersächsischen Fließgewässer. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 10. Hannover. (Nieders. Landesverwaltungsamt).

Adresse:

Dipl.-Biol. Antje Stöckmann
Prof. Dr. C. Kunze
Institut für Pflanzenökologie Univ.
Heinrich-Buff-Ring 38

D-6300 Gießen

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Bodentiere als Indikatoren von Waldschäden*

Werner Funke, Jörg Stumpp und Mechthild Roth-Holzapfel

S y n o p s i s

Soil animals were studied in view of their capabilities for indication of forest diseases. There are different aspects: The *Protura* e. g., a small group of primary apterygote insects, may be used as very sensitive bioindicators. They are dependant on the vitality of mycorrhiza. If mycorrhiza decreases, caused by natural conditions or by pollution, abundance of *Protura* is suffering considerable diminuations. Phytophagous soil insects are accumulating anorganic substances obtained by food up to some extent. Therefore they may serve as well as saprophagous soil animals as accumulative bioindicators, especially of heavy metal inputs. Fluctuations of population density and litter decomposition often are reflecting serious external events. The drastic decrease of abundance and decomposition in 1981 are correlated mainly with the extraordinary cool and dry weather during the vegetation period of 1980. Spruce trees might be influenced by these conditions, too. They decline in their vitality. Further, in addition to weather, fungal pests and contaminations (acid rain etc.) might be responsible for the serious forest deseases, especially in some parts of south-western Germany.

Bioindicators (sensitive, accumulative), element contents in phytophagous and zoophagous insects, fluctuations of population density and litter decomposition, forest diseases, mycorrhiza (consumers), Protura, soil animals, spruce forsts, weather conditions.

1. Einführung

Waldschäden werden i. d. R. im äußeren Erscheinungsbild der Bäume sichtbar. Der Wald besteht aber nicht nur aus Bäumen, sondern aus einer Fülle von Organismen, die mit unterschiedlichen Funktionen und in mannigfachen Wechselwirkungen, in Abhängigkeit von Klima und Boden, Luft, Wasser und Nährstoffen, gemeinsam für die Bildung und Erhaltung des gesamten Ökosystems von Bedeutung sind. Tiere spielen direkt oder indirekt vor allem bei der Bodenbildung eine herausragende Rolle. Wenn hier Störungen auftreten (durch einschneidende Witterungsereignisse ebenso wie durch anthropogen bedingte Verunreinigungen), so sind alle Bestandteile des Ökosystems in Struktur und Funktion betroffen. Die Frage nach den ersten Anzeichen solcher Störungen wird seit einigen Jahren von verschiedenen Seiten zu beantworten versucht. Das Zauberwort 'Bioindikator' spielt dabei in der öffentlichen Diskussion eine ganz besondere Rolle.

Die Bedeutung von Bodentieren als Indikatoren von Waldschäden kann man aus unterschiedlicher Sicht betrachten (s. a. DUNGER 1982). An erster Stelle steht i. d. R. die Suche nach sensiblen Artengruppen, die in ihrer Existenz, in Populationsdichte, Dominanzgefüge, Diversität etc. auf äußere Einflüsse schnell und gut nachweisbar reagieren. An zweiter Stelle sei die Suche nach Artengruppen genannt, die schleichende Vergiftungen im Ökosystem durch Akkumulation toxischer Substanzen nachweisbar machen. An dritter Stelle geht es, in Langzeituntersuchungen, um den Nachweis tiefgreifender Veränderungen im Ökosystem durch die Analyse der Fluktuationen von Populationsdichte und Streuabbau.

Aus einem Forschungsprojekt, das seit 1983/84 über das Land Baden-Württemberg und die Europäische Gemeinschaft (KfK - PEF) gefördert wird (FUNKE 1986), sollen im folgenden an ausgewählten Beispielen erste Ergebnisse vorgestellt werden.

*** Herrn Prof. Dr. Wilhelm Kühnelt zum 80. Geburtstag gewidmet.**

2. Untersuchungsgebiet und Arbeitsmethoden

Die meisten Untersuchungen wurden auf der Versuchsfläche U1 am Südostrand der Schwäbischen Alb bei Ulm durchgeführt (Tab. 1). Auffallend sind hier die geringe Höhe von organischer Auflage und Humushorizont. Kraut- und Strauchschicht fehlen fast vollständig. Die Moosschicht erreicht stellenweise einen hohen Deckungsgrad. Der pH(KCl)-Wert liegt in 0 - 8 cm Bodentiefe bei 3.0 - 3.2. Ein Areal von ca. 120 m² wird seit 1979 bei Absinken der Saugspannung des Bodens auf unter -70 cm Wassersäule (in 5 cm Tiefe) zusätzlich beregnet (mit einem Gemisch aus 10 Teilen aqua demin. und einem Teil elektrolytarmen entkalktem Leitungswasser). Die Beregnung dieser 'Feuchtfläche' wird über Tensiometer gesteuert, deren Tonkopf mit einem verdichteten Gemisch aus Humus- und Lehmpartikeln umhüllt ist.

Einzelne Untersuchungen wurden durchgeführt: I) im Fichtelgebirge (Fg, am Schneeberg, Forstamt Weißenstadt) in verschiedenen Höhenlagen: A 990 m ü.d.M., pH (in 0 - 4 cm Tiefe) 3.0; B 890 m, pH 2.9; C 760 m, pH 3.0; D 700 m, pH 2.5; II) im Südschwarzwald (Kälbelescheuer Ks, Forstamt Müllheim) 950 m, pH 3.0 - 3.5; III) im Schwäbisch-Fränkischen Wald (Edelmannshof Ed, Forstamt Welzheim) 540 m, pH 2.5 - 2.7. Nähere Einzelheiten s. FUNKE 1986, ROTH 1986a.

Die qualitativ-quantitative Erfassung von Bodentieren bzw. von epigäischen Arthropoden mit bodenlebenden Entwicklungsstadien wurde durchgeführt: I) über die Extraktion von Stechrohrbodenproben (Stechrohr-Ø 5.7 cm, Tiefe der Probenahme bis 15 cm) nach O'CONNOR (1962) für *Enchytraeidae*, nach MacFADYEN (1962) für *Acari*, *Protura*, edaphische *Collembola*, II) über die Extraktion von Quadratproben (25 x 25 x 3 bis 8 cm), nach BORIN u. HERLITZIUS (1987) für *Diptera*-Larven, III) über Bodenphotoeklektoren (FUNKE 1971, THIEDE 1977) zur Bestimmung von Schlüpfabundanz bzw. Aktivitätsdichte bei pterygoten Insekten-Imagines, epigäischen *Collembola* und *Araneae*. Die Lumbriciden wurden mit 0.27 %iger Formalinlösung (2 x 10 l/0.25 m²) ausgetrieben (SATCHELL 1969). Die Analyse des Streuabbaus erfolgte mit Hasellaub als Testsubstanz (HERLITZIUS 1983). Die chemisch-analytischen Arbeiten wurden mit der instrumentellen Neutronenaktivierungsanalyse (iNAA) durchgeführt (ROTH 1986b).

Tab. 1: Bestandstypische Merkmale der Versuchsfläche U1 bei Ulm (1982)

Universitätswald U1 am Oberen Eselsberg

Forstamtsbereich Ulm, Distrikt XIV, Eselsberg 3

Höhenlage:	613 m ü. d. M.
Baumbestand:	*Picea abies* (L.)
Alter:	60 - 70 Jahre
geologischer Untergrund:	Weißjurakalk, darunter Ablagerungen der Unteren Süßwassermolasse und der oberen Meeresmolasse. Die oberste Schicht besteht aus dunkelbraunen schluffigen Pliozän-Tonen, durchsetzt mit Restschottern eines altpliozänen Ur-Donaulaufes (SCHULER 1973).
Bodentyp:	Braun- bis Parabraunerde
Bodenprofil:	organische Auflage von ca. 3 cm: O_{L+F} 2 - 3 cm, O_H 0.5 cm; 1 - 4 cm mächtiger, dunkelgrauer, schluffiger Humushorizont (A_h); Humusform: Moder;
	lockerer, ockergelber, teilweise schwach sandiger Schlufflehm im oberen Teil (25 - 30 cm), meist durch Tonverlagerungen aufgehellt (I A_l); im unteren Teil oft unregelmäßig (gelb-)braun tonangereichert (I B_t) mit Konkretionen;
	toniger Unterboden, i. d. R. leicht bis mäßig rostfleckig mit Konkretionen (B_tS_w)
	ab 60 - 80 cm gelbbrauner-schlieriger bis marmorierter, z. T. schwach sandiger, toniger Lehm (II B_v oder B_vP)
Wasserhaushalt:	gute Wasserversorgung, grundfrisch - mäßig wechselfeucht
Beurteilung:	leicht versauerter Boden, schwache Stickstoffversorgung, ausreichende Versorgung mit den Makronährelementen P, K, Mg, Ca.
Natürliche Waldgesellschaft:	kontinental submontaner Buchenwald

3. Ergebnisse

3.1 Bodentiere als sensitive Indikatoren von Baumschäden

Bei der Suche nach sensitiven Artengruppen wurde von folgenden Überlegungen ausgegangen: Je enger Organismen verschiedener Arten in ihrer Vitalität aufeinander angewiesen sind, desto empfindlicher reagiert das von ihnen gebildete Beziehungsgefüge auf äußere Einflüsse. Dies gilt wahrscheinlich in besonderem Maße für die ektotrophe Mykorrhiza. Das symbiotische Gleichgewicht zwischen dem Pilz und der höheren Pflanze wird durch natürliche und anthropogene Stressoren (Witterungsereignisse, Immissionen) gestört; die Vitalität der Symbiosepartner wird geschwächt (MEYER 1984). Wenn die Mykorrhiza zurückgeht, so müßte sich dies auch auf die Populationen möglicher Mykorrhiza-Zehrer auswirken. Schon geringfügige Reduktionen der Mykorrhiza dürften bei solchen Tieren Nahrungsmangel und - daraus folgend - Veränderungen der Populationsdichte hervorrufen. Mykorrhiza-Zehrer könnten dann u. U. als Frühindikatoren von Mykorrhiza- und Baumschäden von Bedeutung sein. Mykorrhiza-Zehrer sind vor allem die *Protura* (STURM 1959), die in Waldökosystemen recht häufig auftreten. Sie gehören zu den primär flügellosen Insekten, sind max. 2.4 mm lang und besitzen stechend saugende Mundwerkzeuge, mit denen sie am Hypenmantel der ektotrophen Mykorrhiza saugen.

Protura und Wurzelspitzen sind inäqual verteilt. Ihre Häufigkeit war bisher nie in den gleichen Bodenproben bestimmbar. Aus diesem Grunde waren, selbst bei hohen Probezahlen, keine statistisch einwandfreien Korrelationen zu erwarten.

Auf der Versuchsfläche U1 ging die Mykorrhizahäufigkeit von einem hohen Niveau im Frühjahr im August deutlich zurück; zum Herbst hin nahm sie stark zu (Abb. 1, s. a. FEIL et al. 1986). Die Populationsdichte der *Protura* war am gleichen Standort im Frühjahr gering. Sie stieg im Frühsommer deutlich an, ging im August zurück und nahm zum Herbst hin ebenfalls stetig zu. Sie folgte also dem Nahrungsangebot, d. h. dem Ausbildungsgrad der Mykorrhiza. Die Mykorrhizahäufigkeit erreicht ihr Maximum

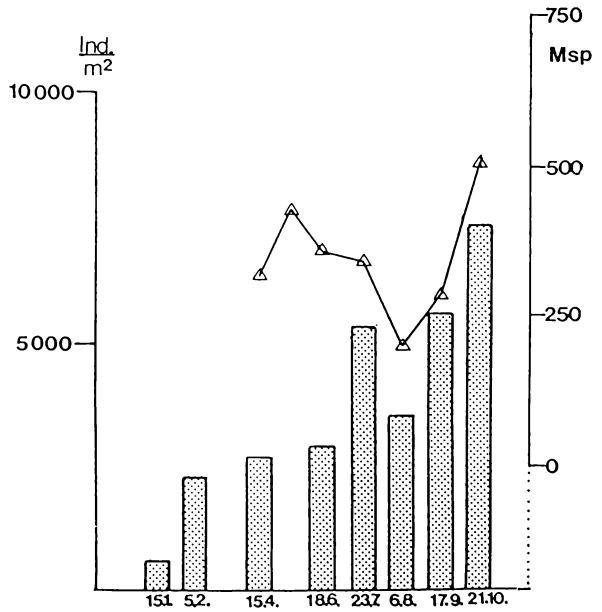


Abb. 1: Oszillationen von Mykorrhizahäufigkeit (intakte mykorrhizierte Feinstwurzeln Msp/1000 cm³ Bodensubstrat) und Populationsdichte der *Protura* (Ind./m²) im Fichtenforst U1 bei Ulm im Jahr 1985.
Angegeben sind die Mittelwerte aus 6 - 15 Parallelen bei der Mykorrhiza, aus 4 oder 5 Parallelen bei den *Protura*.
Bei den *Protura* traten drei Arten auf; es dominierten *Eosentomon* cf. *transitorium* und *Eosentomon* n.sp.

in Wäldern Süddeutschlands anscheinend generell zwischen Hochsommer und Herbst. Dabei ist ein Rückgang im August oder September offensichtlich recht typisch (KOTTKE, AGERER 1983). Diese Wachstumsdynamik wird als Reaktion auf die Bodenfeuchte der Sommer- und Herbstmonate angesehen und kennzeichnet bei sommerlichen Trockenperioden wahrscheinlich die 'Anpassung' an eine ganz normale 'Streßsituation' (FEIL et al. 1986). Bei Trockenheit nimmt also die Zahl der mykorrhizierten Wurzelspitzen zu. Die *Protura* erscheinen dann als regelrechte 'Nutznießer' dieser Situation. Nach KHOLOVA 1968 (s. NOSEK 1982) reagieren die *Protura* auf Immissionen wesentlich empfindlicher als andere Kleinarthropoden des Bodens. Es wäre nicht auszuschließen, daß diese hohe Sensitivität indirekt über den Rückgang der Mykorrhiza ausgelöst wird. Hierfür gibt es eine Reihe von Hinweisen. Nach SCHLECHTE (1986) sind in immissionsexponierten, geschädigten Fichtenbeständen Artenzahl und Fruchtkörperbiomassenproduktion der Mykorrhizabildner stark reduziert. Danach bestehen wahrscheinlich auch gewisse Zusammenhänge zwischen dem Ausbildungsgrad der Mykorrhiza und dem Gesundheitszustand der Bäume (s. a. OBERWINKLER et al. 1986). Wenn die Vitalität der Mykorrhiza mit dem Gesundheitszustand der Wirtspflanze tatsächlich in Einklang stehen sollte, so müßte der Gesundheitszustand der Wirtspflanze - zumindest im Hochsommer und Herbst - auch mit der Populationsdichte der *Protura* in Relation zu bringen sein. (Weitere Einzelheiten s. FUNKE et al. 1987, STUMPP 1987).

Im Fichtelgebirge wurden im Dezember 1984 und im April 1985 mehrere 60 - 80 Jahre alte Fichtenbestände (s. o.) in unterschiedlichen Höhenlagen untersucht. Der Bestand A war teilweise abgestorben. Die Bestände B und D zeigten Nadelverluste und Nadelverfärbungen. Auf der Fläche C waren keine Schäden erkennbar.

Die *Protura* bestätigten in ihrer Abundanz das äußere Erscheinungsbild der Bestände (Abb. 2a). Die höchste Populationsdichte wurde auf der Fläche C, die niedrigste auf der Fläche A nachgewiesen. Die Bestände B und D erbrachten mittlere Werte. Im April 1985 ergab sich (nach den Beobachtungen in U1) - erwartungsgemäß - ein anderes Bild. Überall war die Populationsdichte gering (Abb. 2b). Zwischen den einzelnen Arealen waren keine Unterschiede feststellbar. Daraus könnte man schließen: Zusammenhänge zwischen dem äußerlich erkennbaren Gesundheitszustand der Bestände und der Populationsdichte der *Protura* lassen sich nur im Sommer und Herbst erkennen. Im Schwarzwald (Ks) und im Schwäbisch-Fränkischen Wald (Ed) war die Populationsdichte der *Protura*, unabhängig vom Schadbild der Bestände, allerdings auch im Sommer und Herbst sehr gering (Abb. 2c). Will man an

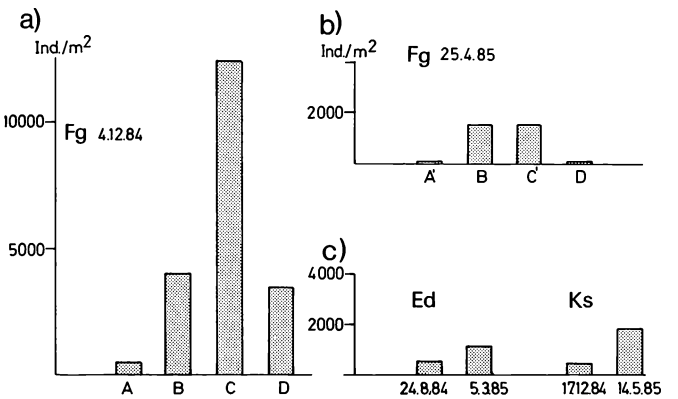


Abb. 2: *Protura*-Populationsdichte auf verschiedenen Arealen (s. Kap. 2) zu verschiedenen Zeiten.
Angegeben sind die Mittelwerte aus 4 - 6 Parallelen.
Arteninventare: Fg A - eine Art: *Eosentomon transitorium*,
Fg B, C - fünf Arten: bes. *Eosentomon transitorium*, *Eosentomon* n.sp. (Typ III),
Fg D - drei Arten: bes. *E. transitorium*, *Eosentomon* n.sp. (Typ III)
Ed - drei Arten: bes. *Eosentomon* n.sp. (Typ III), Typ VIII,
Ks - zwei Arten: *E. transitorium*, *Acerentomon mesorhinus*.

den o. g. Zusammenhängen festhalten, so müßte man jetzt folgern: Das äußere Erscheinungsbild eines Waldes läßt nicht unbedingt auf die Vitalität der Mykorrhiza schließen. Die Mykorrhiza könnte also durchaus bereits tiefgreifend geschädigt sein, bevor dies an den Bäumen auch äußerlich in Erscheinung tritt. Die *Protura* wären dann als Frühindikatoren zu werten, die über ihre Populationsdichte (im Sommer u. Herbst) schwerwiegende Veränderungen in der Rhizosphäre aufzeigen. Ob diese Annahme zutrifft, soll in zukünftigen Untersuchungen, bei Berücksichtigung wesentlicher Standortsbedingungen, geklärt werden. Dabei geht es auch um die Analyse der spezifischen Ansprüche der einzelnen Proturenarten und um die Frage nach der Beeinflussung ihrer Populationen durch Raubarthropoden (insbes. räuberische Milben).

3.2 Bodentiere als akkumulative Indikatoren von Schwermetall-Belastungen

Organische Verbindungen, z. B. Chlorkohlenwasserstoffe, erfahren im Nahrungsnetz eines Ökosystems oft eine zunehmende Konzentration. Die Zoophagen, bes. die Topcarnivoren, eignen sich deshalb als Indikatoren solcher Substanzen oft besser als die Phytophagen oder die Saprophagen. Bei anorganischen Substanzen scheint das zumindest teilweise anders zu sein. Vergleicht man z. B. die Elementkonzentrationen bei Käfern, so ergibt sich folgendes Bild: Arten mit rhizophagen Larvenstadien zeigen höhere Elementgehalte als zoophage Arten. Im Fichtenforst U1 war das unter den bisher untersuchten Elementen (Rb, Se, Zn, Hg, Ta, La, Eu, Ag, Fe, Cs, Co, Cr, Sb, Ba) besonders deutlich bei Ba, Sb, Cr und Co (Abb. 3). Die *Curculionidae* akkumulieren aus Feinwurzeln, der Nahrung ihrer Larven, einzelne Elemente in recht erheblichem Umfang. Das gilt vor allem für Hg, Cr, Sb, Se, z. T. auch für Zn und Ag. Dabei bestehen erhebliche artspezifische Unterschiede (Abb. 4). In welchem Umfang zusätzliche Schwermetalleinträge bei den *Coleoptera* mit rhizophagen Larven nachweisbar werden, wird z. Z. geprüft. In vielen Fällen sind die Saprophagen wahrscheinlich noch bessere Akkumulatoren. Das gilt vor allem für Streufresser, die mit Bodenoberflächenkontaminationen konfrontiert werden (s. u. a. WIESER et al. 1978; ZÖTTL, LAMPARSKI 1981; DUNGER 1982). Bei den in neuerer Zeit von Ulm aus durchgeführten Untersuchungen (unter Nutzung der Induced-Coupled-Plasma-Atomemissionsspektroskopie, ICP-AES) wurden bisher allerdings (bei *Collembola*, *Diptera* und *Diplopoda*) lediglich hohe Anreicherungen von Cu und teilweise von Cd beobachtet. Nähere Einzelheiten s. FUNKE 1985; ROTH 1986b; ROTH-HOLZAPFEL; FUNKE 1986, 1987a, b.

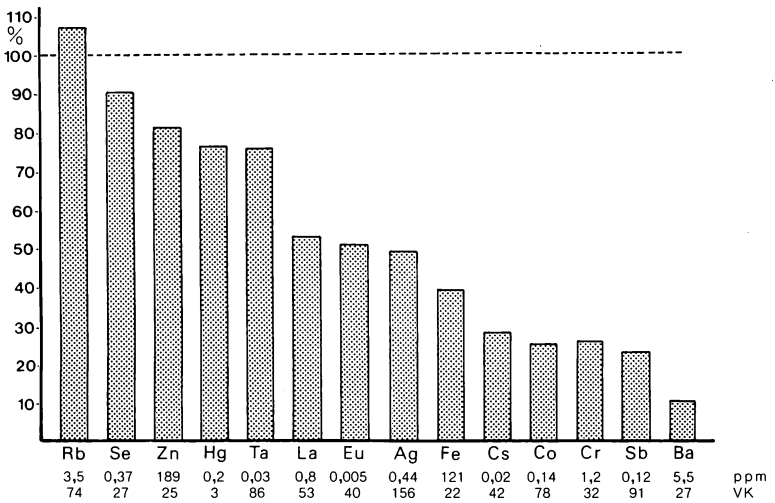


Abb. 3: Elementkonzentrationen bei zoophagen *Coleoptera*-Imagines (*Dermestidae*, *Coccinellidae*, *Cantharidae*, *Staphylinidae*) im Vergleich zu Imagines von *Coleoptera* mit rhizophagen Larven (*Curculionidae*, *Scolytidae* = 100 %) im Fichtenforst U1 bei Ulm. Unter den Element-Symbolen sind die Elementgehalte der zoophagen *Coleoptera* in ppm (bezogen auf das Trockengewicht) und die Variationskoeffizienten (VK) angegeben.

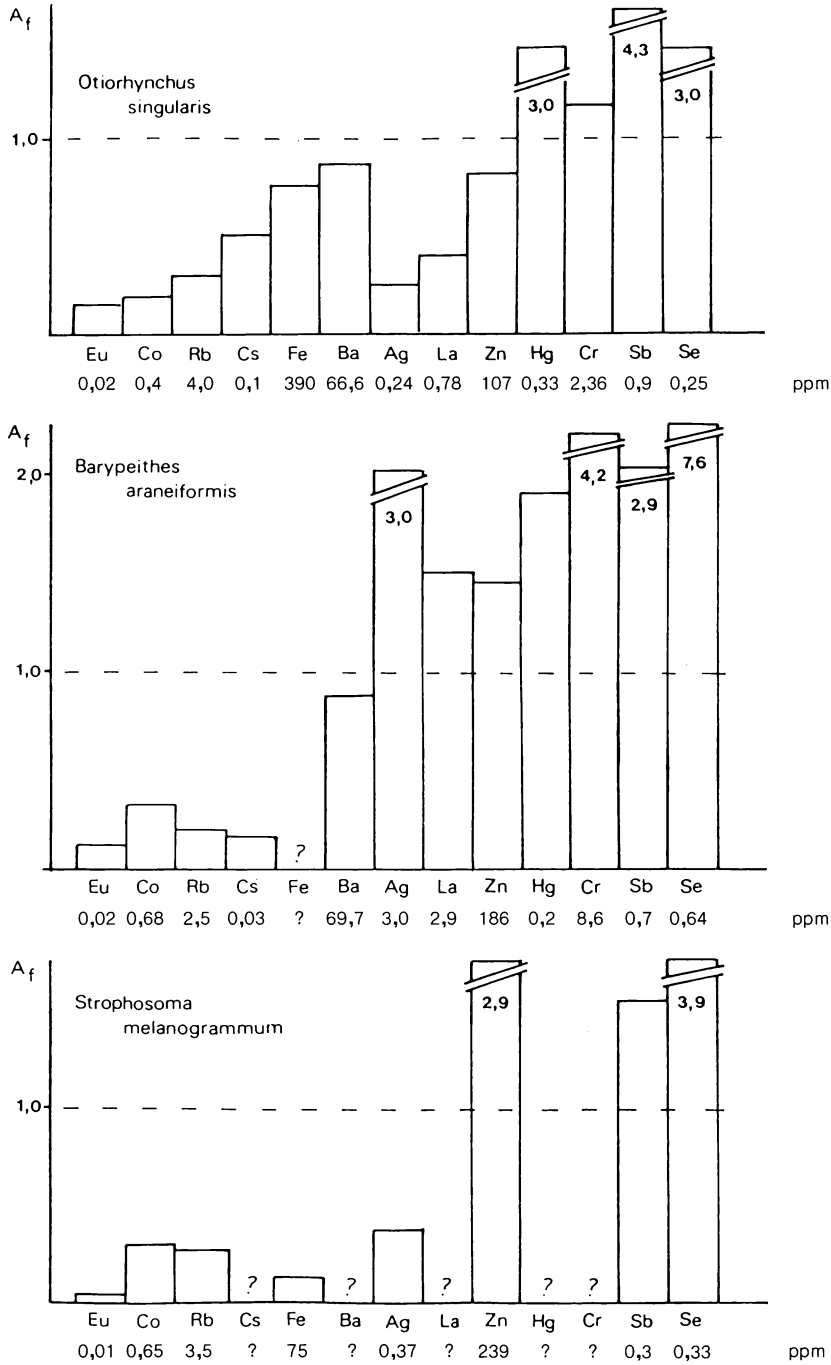


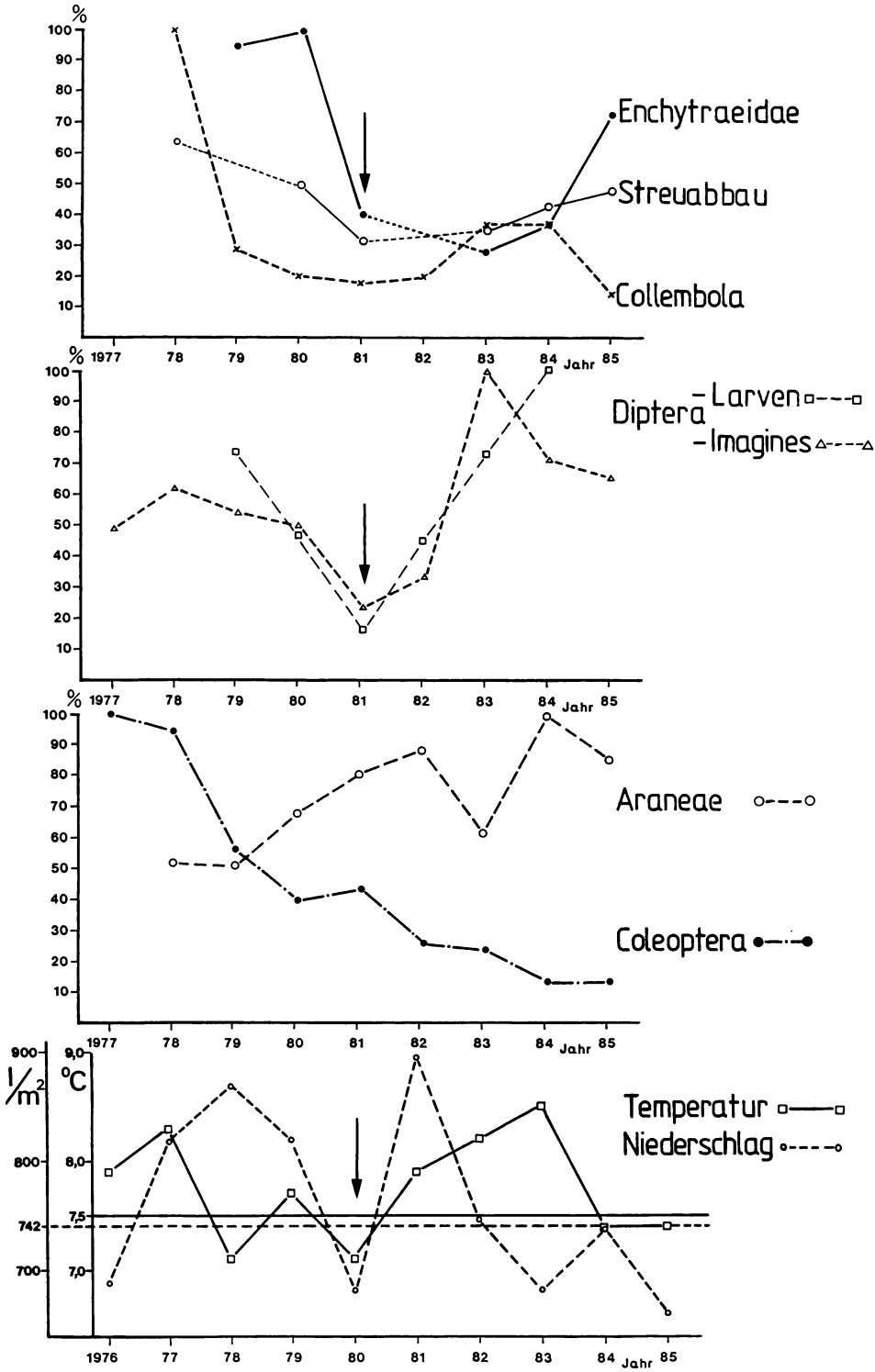
Abb. 4: Elementakkumulationen bei *Coleoptera*-Imagines (*Curculionidae* mit rhizophagen Larven) im Fichtenforst U1 bei Ulm.
Akkumulationsfaktoren A_f = Elementgehalte in *Coleoptera*: Elementgehalt ihrer Nahrung (Feinwurzeln der Fichte - A_f = 1). Unter den Element-Symbolen sind die Elementgehalte der einzelnen Arten in ppm (bezogen auf das Trockengewicht) angegeben. ? - keine Messungen.

3.3 Indikation von Veränderungen in Waldökosystemen über die Analyse der Fluktuationen von Populationsdichte und Streuabbau

Bodentiere zeigen i. d. R. eine rasche Generationenfolge. Das ist eine wesentliche Voraussetzung für den Nachweis von Veränderungen in Waldökosystemen. Die meisten Arten durchlaufen eine Generation im Jahr. Gravierende äußere Einflüsse müßten dann bei Langzeituntersuchungen über die Fluktuationen der Populationsdichte erkennbar werden. Das gleiche wäre bei Berücksichtigung des Streuabbaus zu erwarten, an dem zahlreiche Tierarten direkt oder indirekt beteiligt sind. Die Untersuchungen begannen im Fichtenforst U1 im Jahr 1977, also zu einer Zeit, zu der in weiten Teilen Süddeutschlands noch keine Waldschäden erkennbar waren (Abb. 5): Betrachtet man zunächst die wichtigsten Streuzersetzer (in U1), so ergibt sich folgende Situation: Bei *Enchytraeidae* und *Diptera* (vorwiegend mit streuzersetzenden Larven) ging die Populationsdichte 1981 gegenüber 1980 stark zurück. Der Streuabbau erreichte 1981 naheliegenderweise ebenfalls ein Minimum (FUNKE 1986, HERLITZIUS 1987). Bei den epigäischen *Collembola* (KAMPMANN, FUNKE 1987) begann der Rückgang der Populationsdichte bereits 1979. Bei den vorwiegend zoophagen *Coleoptera* ging die Populationsdichte bis 1984 um fast 90 % zurück. Bei anderen individuenreichen Insektengruppen, den *Thysanoptera* und den parasitischen *Hymenoptera*, waren die Fluktuationen weniger extrem. Aber nur bei den *Araneae* kam es ab 1980 zu einer deutlichen Zunahme der Abundanz (FUNKE 1986, HÖFER 1986, ROTH 1986a).

Überblickt man alle Fluktuationen gemeinsam, so wird vor allem für das Jahr 1981 eine tiefe Depression von Populationsdichte und Streuabbau deutlich. Fragt man nach den Ursachen dieser Depression, so ergibt sich folgendes Bild (Abb. 5): Bei Ulm beträgt das langjährige Temperaturmittel 7.5 °C, das langjährige Niederschlagsmittel 742 mm (= l/m²). Das Jahr 1977 war überdurchschnittlich warm und feucht; das Jahr 1978 war kühl und naß; das Jahr 1980 war gleichzeitig kühl und sehr trocken (Abb. 5). Der starke Rückgang der Populationsdichte dürfte in erster Linie auf die Klimasituation des Jahres 1980 zurückzuführen sein. Das gleiche gilt für das Absinken des Streuabbaus. Für diese Hypothese sprechen auch die Befunde auf der 'Feuchtfläche' (s. o.). Bei den meisten Tiergruppen stieg die Populationsdichte hier im Vergleich zur unbehandelten 'Normalfläche' zunächst deutlich an (Abb. 6). Bei den *Collembola* erreichte sie schon 1980/81, bei *Diptera*, *Coleoptera* und *Araneae* 1982/83 - stets im Vergleich zur unbehandelten Fläche - ihr Maximum. 1984 kam es, vor allem bei den *Diptera*, wahrscheinlich auf Grund von Übervölkerungen, der Zunahme an Nahrungs- und Raumkonkurrenz und der Steigerung des 'Feindfaktors', zu einem starken Rückgang. Nicht in dieses Bild paßt der fortlaufende Anstieg des Streuabbaus. Die wesentlichen Zersetzergruppen auf der Versuchsfläche waren entweder zurückgegangen (*Diptera*) oder schon vorher auf einem niedrigen Dichteniveau angelangt (*Enchytraeidae*, auch *Collembola* und *Acari-Oribatei*). An ihre Stelle waren aber die Regenwürmer getreten, die auf der 'Normalfläche' außerordentlich selten sind (< 1 Ind./m²), auf der 'Feuchtfläche' aber 1984 eine wesentlich höhere Populationsdichte (ca. 10 Ind./m²) erreicht hatten.

Aus den o. g. Beobachtungen folgt, daß zumindest auf der unbehandelten Versuchsfläche bei Ulm den Klimafaktoren eine große Bedeutung für den Ablauf der Fluktuationen von Populationsdichte und Streuabbau beigemessen werden muß. Das gilt vor allem für das Jahr 1980, dem zweifellos eine gewisse Schlüsselrolle für den Rückgang der Populationsdichte bei fast allen Tiergruppen zugesprochen werden kann. Der Einfluß der Klimafaktoren mag an vielen Orten auch auf den Gesundheitszustand der Bäume zu übertragen sein, bei denen zumindest in Fichtenbeständen schwerwiegende Krankheitssymptome erst 1981 deutlich wurden. Das Wetter eines Jahres kann aber sicher nicht allein ausschlaggebend gewesen sein (s. a. KOBERG 1986). Zwischen 1977 und 1980 lagen die Temperatursummen aus den Monatsmittelwerten der Sommerhalbjahre, zwischen 1980 und 1983 die Niederschläge der Sommerhalbjahre weit unter den langjährigen Mitteln (Abb. 7). Diese Situation hat es in den letzten 100 Jahren im Raum Ulm/Stuttgart auch nicht in annähernd vergleichbarer Weise gegeben (FUNKE 1986). Schadstoffeinflüsse dürften diesen natürlichen witterungsbedingten Streß in vielen Regionen in dramatischer Weise verstärkt haben, wobei auch pathogene Pilze - u. U. ebenfalls witterungsbedingt (REHFUESS, RODENKIRCHEN 1984) - teilweise eine große Rolle gespielt haben müssen.


%
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
Enchytraeidae
Streuabbau
Collembola
1977
78
79
80
81
82
83
84
Jahr
85
Diptera
- Larven
- Imagines
Araneae
Coleoptera
l/m²
°C
900
800
742
700
9,0
8,0
7,5
7,0
Temperatur
Niederschlag
1976
77

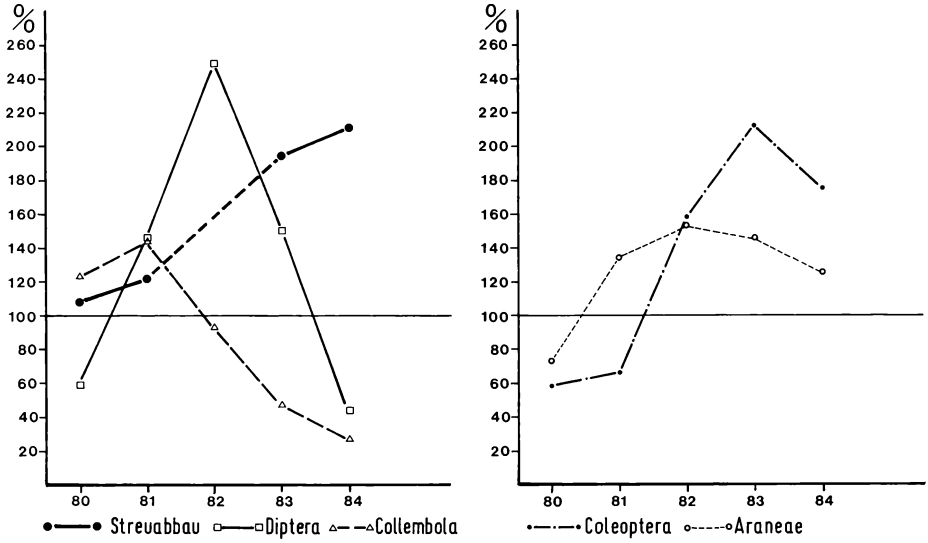


Abb. 6: Populationsdichte und Streuabbau im Fichtenforst U1 bei Ulm unter dem Einfluß zusätzlicher Beregnungen auf der 'Feuchtfläche' in Relation (%) zur unbehandelten 'Normalfläche'.
Die angegebenen Mittelwerte wurden aus 3 oder 4 Parallelen (Bodenphotoeklektoren) bei den Populationen, aus 5 Parallelen (Streubehälter) beim Streuabbau berechnet. Alle Normalflächenwerte wurden gleich 100 % gesetzt. Gesamtniederschlagsmenge (Regen + Beregnung) in l/m² bzw. mm: 1980 -800, 1981 -1145, 1982 -929, 1983 -940, 1984 -936

Abb. 5: Fluktuationen von Populationsdichte (Ind./m² · Jahr, nach Eklektorfängen) und Streuabbau (pro Jahr) im Fichtenforst U1 bei Ulm in Abhängigkeit von Temperatur (Jahresmittel) und Jahresniederschlag (nach Daten der Wetterwarte Ulm);
horizontale Linien - langjährige Mittel von Temperatur und Niederschlag.
Angegeben sind bei Populationen und Streuabbau die Mittelwerte aus 5 oder 6 Parallelen (Bodenphotoeklektoren bzw. Streubehälter).
Höchste Abundanzwerte = 100 %:
Enchytraeidae - 25149 Ind./m², *Diptera*-Larven - 6244 Ind./m²,
Collembola - 33668 Ind./m², *Diptera*-Imagines - 4915 Ind./m²,
Coleoptera-Imagines - 1474 Ind./m², *Araneae* - 133 Ind./m².
Streuabbau - reale Werte in %. Pfeile: max. Absinken von Populationsdichte und Streuabbau, Minima von Temperatur und Niederschlag.

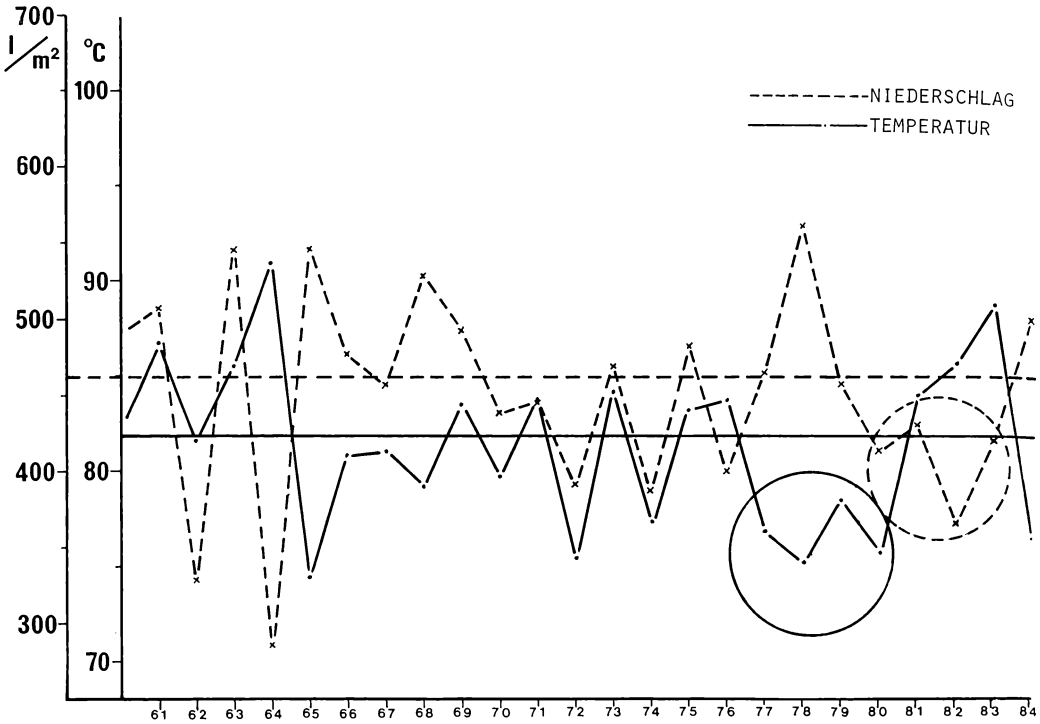


Abb. 7: Temperatursummen der Monatsmittel und Niederschläge im Sommerhalbjahr (April - September) zwischen 1961 und 1984 (nach Daten der Wetterwarte Ulm).
Kreise kennzeichnen langanhaltende Perioden unterdurchschnittlicher Bedingungen.

4. Schlußbetrachtung

Bodentiere lassen sich in recht unterschiedlicher Weise als Indikatoren von Waldschäden einsetzen. Die Proturen sind dank ihrer hochspezialisierten Ernährungsweise vermutlich äußerst sensitive Indikatoren bei Störungen in einem der am engsten verknüpften Biosysteme im Wald, der Mykorrhiza. Phytophage Arthropoden mit rhizophagen Larven speichern anorganische Substanzen und eignen sich deshalb, wahrscheinlich ebenso wie manche Saprophagen, als akkumulative Indikatoren, vor allem bei Schwermetallbelastungen. Zahlreiche Bodentiere signalisieren bei gleichlaufenden Fluktuationen der Populationsdichte u. U. tiefgreifende Veränderungen im Ökosystem. Diese Fluktuationen sind in hohem Maße abhängig von der Witterung (s. a. KENDEIGH 1979). Das gleiche gilt für den Streuabbau. Die kühle und trockene Witterung des Jahres 1980 dürfte sich in recht dramatischer Weise nicht nur auf die Tiere, sondern auf die gesamte Lebensgemeinschaft, besonders auch auf die Bäume, ausgewirkt haben, was vor allem seit 1981 in Fichtenbeständen sehr deutlich geworden ist. An vielen Orten dürfte diese natürliche witterungsbedingte Schwächung der Lebensgemeinschaften in Waldökosystemen durch Schadstoffbelastungen bis hin zu den allgemein bekannten Erscheinungen des Sterbens der Bäume gesteigert worden sein (s. auch FUNKE 1987a, b).

Literatur

BORIN A., HERLITZIUS H., 1987: Fluctuation of diptera larvae in soil larvae in soil from a spruce forest in relation to climatic factors. Biol. Fert. Soil 4:

DUNGER W., 1982: Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. Decheniana Beih. 26: 151 - 157.

FEIL W., KOTTKE J., OBERWINKLER F. 1986: Vergleichende Untersuchungen zur Wirkung von Trockenstreß auf Feinstwurzelsysteme. Forschungsber. KfK-PEF 4 (1): 324 - 330.

FUNKE W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. Ecol. Stud. 2: 81 - 93.

FUNKE W., 1986: Tiergesellschaften im Ökosystem "Fichtenforst" (Protozoa, Metazoa-Invertebrata) - Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. KfK-PEF 9: 150 S.

FUNKE W., 1987a: Wirbellose Tiere als Bioindikatoren von Wäldern. VDI-Ber. 609: 133 - 174.

FUNKE W., 1987b: Zum Einfluß der Witterung auf wirbellose Tiere im Ökosystem "Fichtenforst". GSF-Ber. 10/87: 276 - 284.

FUNKE W., BERNHARD M., HERLITZIUS H., HÖFER H., JANS W., LEHLE E., RATAJCZAK L., ROTH-HOLZAPFEL M., SCHMITT G., STUMPP J., VOGEL J., WANNER M., 1987: Protozoen und Metazoen als sensitive Indikatoren von Veränderungen im Ökosystem "Fichtenforst". KfK-PEF 12(1): 211 - 220.

HERLITZIUS H., 1983: Biological decomposition efficiency in different woodland soils. Oecologia (Berlin) 57: 78 - 97.

HERLITZIUS H., 1987: Decomposition in five woodland soils: relationship with some invertebrate populations and with weather. Biol. Fert. Soil 3: 85 - 89.

HÖFER H., 1986: Die Spinnengesellschaften von Fichtenforsten. Zönologische und populationsökologische Untersuchungen. Diplomarbeit Univ. Ulm.

KAMPMANN T., Funke W., 1987: Epigäische Collembolen mitteleuropäischer Wälder. Verh. Ges. Ökol. 15: 341 - 350.

KENDEIGH S.C., 1979: Invertebrate populations of the deciduous forest: fluctuations and relations to weather. Ill. Biol. Monogr. 50 [Chicago/London (University of Illinois Press Urbana)]: 107 p.

KHOLOVA H., 1968: Effect of industrial exhalation on soil fauna in spruce growths. Folia Microbiol. 12: 400.

KOBERG H., 1986: Waldschäden und Witterung. Allg. Forstzeitung (6):

KOTTKE I., AGERER R., 1983: Untersuchungen zur Bedeutung der Mykorrhiza in älteren Laub- und Nadelwaldbeständen des Südwestdeutschen Keuperberglandes. Mitt. Ver. Forstl. Standortsk., Forstpflanzenzüchtung 30: 30 - 39.

MacFADYEN A., 1962: Methods of investigation of productivity of invertebrates in terrestrial ecosystems. In: (Ed. PETRUSEWICZ): Secondary productivity of invertebrates in terrestrial ecosystems. Warszawa/Krakow (Pol. Ac. Sci.): 17 - 49.

MEYER F.H., 1984: Mykologische Beobachtungen zum Baumsterben. Allg. Forstzeitschr. 39: 212 - 228.

NOSEK J., 1982: Indikationsbedeutung der Proturen. Pedobiologia 24: 249 - 253.

OBERWINKLER F., KOTTKE I., RITTER T., FEIL W., 1986: Vergleichende Untersuchungen der Feinstwurzelsysteme und der Anatomie von Mykorrhizen nach Trockenstreß und Düngemaßnahmen. Forschungsber. KfK-PEF 4 (1): 315 - 336.

O'CONNOR F.R., 1962: The extraction of Enchytraeidae from soil. In: (Ed. P.W. MURPHY): Progress soil zoology. [London (Butterworths)]: 279 - 285.

REHFUESS K.E., RODENKIRCHEN H., 1984: Über die Nadelröte-Erkrankung der Fichte (Picea abies Karst.) in Süddeutschland. Forstwiss. Cbl. 103: 248 - 262.

ROTH M., 1986a: Die Coleopteren im Ökosystem "Fichtenforst". I. Ökologische Untersuchungen. Zool. Beitr. Berlin (N.F.) 29: 227 - 294.

ROTH M., 1986b: Die Coleopteren im Ökosystem "Fichtenforst". II. Chemisch-analytische Untersuchungen. Zool. Beitr. Berlin (N.F.) 29: 307 - 348.

ROTH-HOLZAPFEL M., FUNKE W., 1986: Arthropoden als akkumulative Indikatoren im Fichtenforst. Forschungsber. KfK-PEF 4 (1): 347 - 352.

ROTH-HOLZAPFEL M., FUNKE W., 1987: Elementfluß in Waldökosystemen - wirbellose Tiere als akkumulative Indikatoren. KfK-PEF 12(1): 221 - 230.

SATCHELL J.E., 1969: Studies on methodical and taxonomical questions. Pedobiologia 9: 20 - 25.

SCHLECHTE G., 1986: Zur Struktur der Basidiomyceten-Flora in unterschiedlich immissionsbelasteten Forstökosystemen. Querschnittsseminar "Bioindikation". Berlin (UBA): 290 - 298.

SCHULER G., 1973: Zur Stratigraphie und Lagerung des Tertiärs auf dem Oberen Eselsberg nördlich von Ulm/Donau (Ergebnisse der Baugrunderkundung für den Universitätsneubau). Jahresber. Mitt. Oberrh. geol. Ver. (N.F.) 55: 159 - 181.

STUMPP J., 1987: Zur Taxonomie und Ökologie einheimischer Proturen (Arthropoda: Insecta) in Fichtenforsten. Diss. Univ. Ulm.

STURM H., 1959: Die Nahrung der Proturen. Beobachtungen an Acerentomon doderoi Silv. und Eosentomon transitorium Berl. Naturwiss. 46: 90 - 91.

THIEDE U., 1977: Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb. Syst. 104: 137 - 202.

WIESER W., BUSCH G., BÜCHEL L., LUNGER W., 1978: Die Verwendung von Bodentieren als Indikatoren des Schwermetallgehaltes der Umwelt. Beitr. Umweltsch. Lebensmittelangel. Veterinärverwaltung [Wien (Bundesmin. Gesundheit Umweltschutz)] 2: 49 - 103.

ZÖTTL H.W., LAMPARSKI F., 1981: Schwermetalle (Pb, Cd) in der Bodenmakrofauna des Südschwarzwaldes. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 32: 509 - 518.

Adresse:

Prof. Dr. W. Funke
Dr. J. Stumpp
Dr. M. Roth-Holzapfel
Abt. Ökologie und Morphologie Univ.
Oberer Eselsberg

D-7900 Ulm

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Vermehrung epidermaler Schleimzellen als Antwort von Lumbriciden und Gastropoden auf Streßsituationen

Hartmut Greven

S y n o p s i s

When continuously exposed to 2 ppm SO_2, the number of gland cells in the inner mantle epithelium of the slug *Limax flavus* was increased significantly already after 2 d; it is reduced later (4 d) and increases again until the end of the experiment (61 d). The earthworm *Allolobophora caliginosa* kept in acidified OECD-soil shows a similar reaction regarding its epidermal gland cells. The number of cells, however, seems to increase continuously. Increase of mucous cell number may be a more or less specific answer to stress situations common in aquatic and terrestrial animals provided with epithelial surfaces, which are exposed to the stressor.

Acidic stress, acidified soil, epidermal gland cells, SO_2

1. Einführung

Bodenorganismen sind einer Vielzahl natürlicher und anthropogener abiotischer Stressoren ausgesetzt. Als Streßfaktoren wirken auch Immissionen, wie z. B. Stickoxide (NO_x) und Schwefeldioxid (SO_2), die, wenn sie zu einer Ansäuerung des Bodens oder von Gewässern führen, Flora und Fauna ernsthaft beeinträchtigen können (Zusammenfassung bei ABRAHAMSEN 1984). Neben Untersuchungen zur Wirkung solcher Faktoren auf Biozönosen sind auch die physiologischen und morphologischen Reaktionen der betroffenen Organismen von Interesse. Namentlich feuchthäutige Organismen, z. B. Lumbriciden und Gastropoden, deren schleimbedeckte Körperoberflächen entweder unmittelbar der Bodenlösung und/oder den klimatischen Einflüssen ausgesetzt sind, sollten eine deutliche Reaktion primär des Integumentes auf sinkende pH-Werte oder SO_2-Begasung zeigen.

2. Material und Methoden

Als Versuchstiere dienten halbwüchsige *Limax flavus* L. *(Gastropoda, Stylommatophora)* aus einer Laborzucht sowie geschlechtsreife Exemplare von *Allolobophora caliginosa* (Savigny) *(Oligochaeta, Lumbricidae)* aus dem Freiland. Die Schnecken wurden in 6 Gruppen zu je 2 bis 5 Tieren eingeteilt. 4 Gruppen wurden in einer Klimakammer (Fa. Vötsch) bei 18 $\pm$ 1 °C und 100 % relativer Luftfeuchtigkeit (s. u.) 5 (2 Vt), 28 (3 Vt), 42 (3 Vt) und 61 Tage lang (4 Vt) mit ca. 2 ppm SO_2 begast. Eine weitere Gruppe (2 Vt) (Kontrollserie I) wurde bei Versuchsbeginn, eine andere (3 Vt) (Kontrollserie II), die unter gleichen Bedingungen, aber mit Normalluft gehalten worden waren, bei Versuchsende fixiert.

Die Haltung der Tiere erfolgte in Petrischalen, die mit Watte und mehreren Lagen Filterpapier ausgelegt und mit Gaze abgedeckt waren. Ein Loch im Boden sorgte für ständigen Wassernachschub aus einer mit tropfnasser Watte gefüllten größeren Schale, so daß die Luftfeuchtigkeit in unmittelbarer Nähe der Schnecken stets bei 100 % lag. Der pH-Wert des Wassers in der größeren Schale sank während des Versuchszeitraumes von 7.5 auf 4.1 bzw. von 7.5 auf 7.2 (Kontrollserie II). Gefüttert wurde mit Gurkenscheiben. Die Regenwürmer lebten zunächst 40 Tage in OECD-Boden (100 g Weißtorf, 50 g Bentonit, 5 g Rinderkot, 10 g Kalk, 835 g Quarzsand, 350 ml aqua dest.). Anschließend wurden 3 bis 5 Würmer in 5 mit OECD-Boden gefüllte Einmachgläser (1.5 l), pH 3.6 - 4.1 (eingestellt mit konz. Schwefelsäure) oder pH 7.0 (Kontrollserie) gegeben. Alle 7 Tage wurden die Tiere mit 5 g Rinderkot in 20 ml aqua dest. gefüttert. Je 3 Würmer wurden nach 5, 14, 28 und 40 Tagen, Kontrollwürmer am Anfang und Ende des Versuchs fixiert (s. u.).

Die Schnecken wurden mit Nembutal getötet und 24 h fixiert (10 ml Formol, 90 ml aqua dest., 0.5 g Cetylpyridinchlorid). Die Regenwürmer wurden mit aqua dest. gespült und 2 Tage in Bouin fixiert. Anschließend wurde ein etwa 0.5 cm langes Stück hinter dem Clitellum abgetrennt und aus diesem Darm und Nahrungsreste sorgfältig entfernt. Die Einbettung erfolge in Paraplast. Die 7 µm dicken Längsschnitte *(L. flavus)* oder Querschnitte *(A. caliginosa)* wurden zur Darstellung der schleimsezernierenden Zellen mit Alcianblau (pH 2.5)-PAS gefärbt (ROMEIS 1968).

Bei *L. flavus* wurden die intra- und subepithelialen Schleimzellen des ventralen Mantels - hier liegen die Schleimzellen (S) nicht so dicht (u. a. MENZCEL-BEN TOVIM 1934) - auf einer Fläche (F) von 463 x 2.8 µm (S/F) ausgezählt. Je nach Größe der Tiere konnten bis zu 15 Flächen pro Schnitt und 150 bis 400 pro Versuchsgruppe ausgezählt werden. Von jedem Regenwurm wurden 20 möglichst vollständige Querschnitte ausgewählt, die epidermalen Schleimzellen (S) ausgezählt und der Umfang (U) jedes Querschnittes errechnet. Das Mittel aller Umfangwerte (= 8.007 mm) diente als 'Standardumfang', auf den die Anzahl der Schleimzellen (S/U) umgerechnet wurde. Signifikanzen wurden mit Hilfe des t-tests nach Student oder des multiple-range tests nach Duncan (p = 0.01) bestimmt.

3. Ergebnisse

Limax flavus: Die Kontrollgruppen besaßen durchschnittlich 8.13 ± 1.5 (Anfang des Versuchs) und 8.49 ± 0.2 (Ende des Versuchs) Schleimzellen pro Flächeneinheit. Die Unterschiede sind nicht signifikant ($p > 0.05$). Alle während der SO_2-Begasung erhaltenen Werte, d. h. nach 5 Tagen (13.2 ± 1.23 S/F), 28 Tage (10.55 ± 1.06 S/F), 42 Tage (10.07 ± 1.10 S/F) und 61 Tage (12.00 ± 2.00 S/F) waren gegenüber beiden Kontrollserien signifikant höher ($p < 0.001$). Der Anstieg der S/F war mit über 50 % nach 5 Tagen am höchsten. Nach 28 Tagen war die Anzahl der Schleimzellen zwar immer noch signifikant höher als die der Kontrollserie, gegenüber den 5-Tages-Werten war jedoch ein deutlicher Rückgang ($p < 0.001$) festzustellen (ca. 20 %). Dieser Rückgang war auch nach 61 Tagen noch nicht wieder aufgeholt, so daß die Unterschiede zwischen 5 Tagen und 61 Tagen signifikant ($p < 0.01$) und zwischen 28 Tagen und 61 Tagen sowie 42 Tagen und 61 Tagen hochsignifikant waren ($p < 0.001$). Die geringfügige Abnahme zwischen 28 Tagen und 42 Tagen war nicht signifikant ($p > 0.05$) (Abb. 1).

Allolobophora caliginosa: Bei den Würmern aus Kontrollserie I (Anfang des Versuchs) wurden 131.63 ± 33.93 S/U, bei denen aus Kontrollserie II (Ende des Versuchs) 161.2 ± 28.20 S/U gezählt. Der Unterschied ist signifikant ($p < 0.001$). Die Anzahl der Schleimzellen nach 5 Tagen (209.88 ± 63.3 S/U), 14 Tagen (209.6 ± 41.83 S/U), 28 Tagen (219.34 ± 41.49 S/U) und 40 Tagen (233.31 ± 78.62 S/U) Säurestreß stieg mehr oder weniger kontinuierlich und war stets höher ($p < 0.001$) als bei den Kontrollserien. Im Vergleich zu 5 Tagen und 14 Tagen hat sich nach 40 Tagen die Zahl der Schleimzellen noch einmal signifikant erhöht ($p < 0.01$) (Abb. 2).

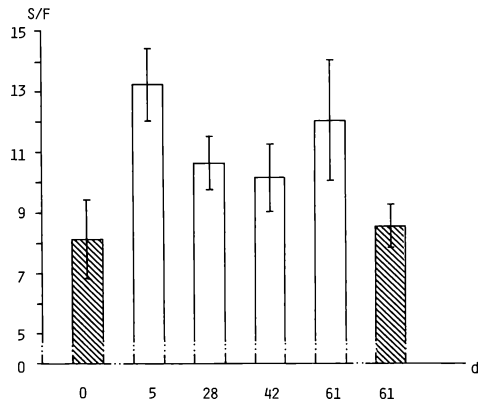


Abb. 1: Anzahl der Schleimzellen pro Fläche (S/F) des inneren Mantelepithels von *Limax flavus* nach SO_2-Begasung (helle Säulen) und in Normalluft (schraffierte Säulen) (s. Text).

4. Diskussion

SO_2-Begasung führt bei *Limax flavus* L., pH-Erniedrigung der Bodenlösung bei *Allolobophora caliginosa* (Savigny) zu einer quantifizierbaren morphologischen Reaktion des Integumentes. Die Vermehrung epithelialer Schleimzellen als Antwort auf vergleichbare Streßsituationen scheint, sofern die morphologischen Voraussetzungen dafür gegeben sind, bei Angehörigen verschiedener Evertebraten- (*Oligochaeta*: GREVEN et al. 1987, *Gastropoda*: GREVEN, STOSS 1988) und Vertebraten-Taxa (*Teleostei*: DAYE, GARSIDE 1976; ZUCHELKOWSKY et al. 1981; STOSS, GREVEN 1988, *Mammalia*: Zusammenfassung bei AMDUR 1978; s. auch CLARK et al. 1980) verbreitet zu sein.

Eventuelle Schäden nach SO_2-Begasung können eine Reihe von Ursachen haben, da das Gas von Epithelien absorbiert und u. a. mit Disulfidbrücken reagieren kann (AMDUR 1978, GUNNISON 1981). Es liegt jedoch nahe, bei den Versuchen mit *L. flavus* an Säurestreß zu denken, da SO_2, das in feuchter Atmosphäre schwefelige Säure bzw. Schwefelsäure zu bilden vermag, unmittelbar auf die feuchte Körperoberfläche der Versuchstiere gelangt. Während des Versuchs war zudem eine erhebliche Absenkung des pH-Wertes im Substrat, auf dem die Schnecken lebten, zu verzeichnen.

Die gewählte Begasungsdosis von 2 ppm ist immer noch relativ hoch (Säuger wurden bisher jedoch meist mit viel höheren Konzentrationen begast, z. B. 400 ppm: s. CLARK et al. 1980); die Reaktion von *L. flavus* gleicht der von *Lymnaea stagnalis* nach Haltung in angesäuertem Wasser (GREVEN, STOSS 1988). Bei beiden Schnecken kommt es nach einer anfänglichen Erhöhung der Schleimzellenanzahl zu einem vorübergehenden Rückgang. Vergleichbare Ergebnisse konnten auch bei dem Katzenwels *Ictalurus nebulosus* nach Säurestreß beobachtet werden (STOSS, GREVEN 1988). Die Ursache für diesen Rückgang ist unklar. Vielleicht wird der Vorrat an Drüsenzellvorläufern vorübergehend erschöpft. Da die erst halbwüchsigen Tiere während des Versuchs beträchtlich an Gewicht (ca. 800 %) und Größe zunahmen, könnte man vermuten, die Vermehrung der Drüsenzellen sei lediglich wachstumsbedingt. Da sich jedoch beide Kontrollserien nicht signifikant voneinander unterschieden, nimmt offenbar die Dichte (S/F) der Schleimzellen bei *L. flavus* mit zunehmendem Alter nicht zu.

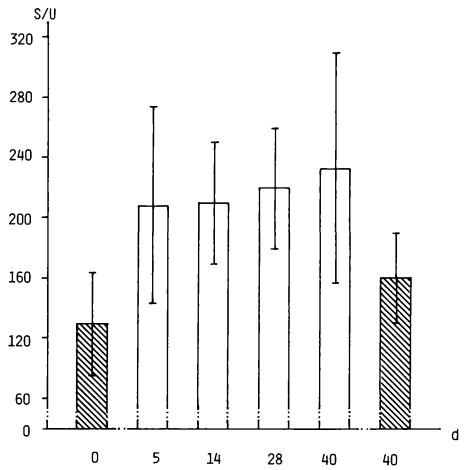


Abb. 2: Anzahl der Schleimzellen pro 'Standardumfang' (S/U) von *Allolobophora caliginosa* nach Haltung in OECD-Boden, pH 3.6 bis 4.1 (helle Säulen) und pH 7.0 (schraffierte Säulen)
(s. Text).

A. caliginosa gilt allgemein als nicht sehr säuretolerant (SATCHELL 1955; EDWARDS, LOFTY 1972). In unseren Versuchen ertrugen die Tiere pH-Werte von 3.6 bis 4.2 mehr als 40 Tage lang und vermehrten sich sogar. Die Zunahme der mit Alcianblau-PAS färbbaren Schleimzellen - zur Histochemie epidermaler Schleimzellen bei Lumbriciden s. RICHARDS 1978 - scheint mehr oder weniger kontinuierlich zu verlaufen. Zumindest war bei beiden bisher getesteten Lumbriciden (*A. caliginosa* und *Lumbricus terrestris*, GREVEN et al. 1987) nach den gewählten Zeitstufen ein deutliches vorübergehendes Absinken nicht zu beobachten. Auffällig ist auch, daß bei *A. caliginosa* der Unterschied in der Anzahl der Schleimzellen zwischen den beiden Kontrollserien signifikant ist. Das könnte darauf zurückzuführen sein, daß im Gegensatz zu *L. flavus* ihre Anzahl mit fortschreitendem Alter zunimmt - die Tiere sind während des Versuchs noch gewachsen und haben an Gewicht zugenommen - oder sich die Lebensbedingungen im OECD-Boden so verschlechtert haben, daß die Würmer mit einer Vermehrung der Schleimzellen geantwortet haben, allerdings nicht so auffällig wie nach Säurestreß.

Inwieweit die an Vertretern der Gastropoden und Lumbriciden nachgewiesene Reaktion typisch für bestimmte Streßsituationen ist und welche Konsequenzen sie für den Organismus hat, wird z. Z. näher untersucht. Fische vermehren ihre epidermalen Schleimzellen und erhöhen relativ rasch ihre Schleimabgabe nach verschiedenen Umweltreizen, z. B. nach Änderungen der Temperatur, des pH-Wertes, der Salinität und nach Schwermetallbelastung (u. a. DAYE, GARSIDE 1976; ZUCHELKOWSKY et al. 1981; EDDY, FRASER 1982; SOLANKI, BENJAMIN 1982; BOLOGNANI FANTIN et al. 1984). Eine offenbar nicht zwangsläufig mit einer Vermehrung der Schleimzellen verbundene verstärkte Schleimabgabe unter Einfluß von Schwermetallen scheint bei Gastropoden verbreitet zu sein (SULLIVAN, CHENG 1975; SPEHAR et al. 1978).

Mit finanzieller Unterstützung des Gesamtverbandes des Deutschen Steinkohlenbergbaus, Essen. Fräulein E. Kämpchen und Herrn R. Wenzel sei für ihre Hilfe gedankt. Die Firma Süd-Chemie, München, stellte freundlicherweise Bentonit zur Verfügung.

Literatur

ABRAHAMSEN G., 1984: Effects of acidic deposition on forest soil and vegetation. Phil. Trans. R. Soc. London 305b: 369 - 382.

AMDUR M.O., 1978: Effects of sulfur oxides on animals. In: (Ed. NRIAGU J.O.): Sulfur in the environment. II. Ecological impacts. New York (Wiley): 61 - 74.

BOLOGNANI FANTIN M., TREVISAN P., BAGATOLI M., 1984: Effect of environmental temperature on the epidermis of minnow Phoxinus phoxinus I. A histochemical and quantitative light microscopy study. Zool. Jb. Anat. 111: 35 - 36.

CLARK J.N., DALBEY W.E., STEPHENSON K.B., 1980: Effect of sulfur dioxide on the morphology and mucin biosynthesis by the rat trachea. J. Environ. Pathol. Toxicol. 4: 197 - 207.

DAYE P.G., GARSIDE E.T., 1976: Histopathologic changes in surficial tissue of brook trout, Salvelinus fontinalis (Mitchill) exposed to acute and chronic levels of ph. Can. J. Zool. 54: 2140 - 2155.

EDDY F.B., FRASER J.A., 1982: Sialic acid and mucus production in rainbow trout (Salmo gairdneri Richardson) in response to zinc and seawater. Comp. Biochem. Physiol. 73C: 357 - 359.

EDWARDS C.A., LOFTY J.R., 1972: Biology of earthworms. London (Chapman & Hall): 283 p.

GREVEN H., BETTIN C., REICHELT R., RÜTHER U., 1987: Die Wirkung von Säurestreß auf Lumbricus terrestris L. (Lumbricidae, Oligochaeta). Methodik und erste Ergebnisse. Verh. Ges. Ökol. 15:

GREVEN H., STOSS C., 1988: Die Wirkung von Säurestreß auf das Integument von Lymnaea stagnalis (L.) (Basommatophora, Gastropoda). Zool. Anz.: (im Druck).

GUNNISON A.F., 1981: Sulphite toxicity: a critical review of in vitro and in vivo data. Fed. Cosmet. Toxicol. 19: 66 - 682.

MENCZEL-BEN TOVIM P., 1934: Die Abhängigkeit der ektodermalen Drüsen der Landschnecken von phylogenetischen und ökologische Faktoren. Z. wiss. Zool. N. F. 3: 61 - 160.

RICHARDS K.S., 1978: Epidermis and cuticle. In: (Ed. MILLS P.J.): Physiology of annelids. London/New York (Academic Press): 33 - 61.

ROMEIS B., 1968: Mikroskopische Technik. München/Wien (Oldenbourg): 718 S.

SATCHELL J.E., 1955: Some aspects of earthworm ecology. In: (Ed. KEVAN D.K. Mc E.): Soil zoology. London (Butterworths): 180 - 201.

SOLANKI T.M., BENJAMIN M., 1982: Changes in the mucous cells of the gills, buccal cavity and epidermis of the nine-spined stickleback Pungitius pungitius L., induced by transferring the fish to sea water. J. Fish. Biol. 21: 56.

SPEHAR R.L., ANDERSON R.L., FIANDT J.T., 1978: Toxicity and bio-accumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. Environ. Poll. 15: 195 - 208.

STOSS C., GREVEN H., 1988: Die Reaktion epidermaler Schleimzellen von Ictalurus nebulosus (Teleostei) auf unterschiedlich langen Säurestreß. Acta biol. Benrod: (im Druck)

SULLIVAN J.T., CHENG T.C., 1975: Heavy metal toxicity of Biomphalaria glabrata (Mollusca, Pulmonata). Ann. N. Y. Acad. Sci. 266: 437 - 444.

ZUCHELKOWSKI E.M., LANTZ C.R., HINTON D.E., 1981: Effects of acid stress on epidermal mucous cells of the brown bullhead Ictalurus nebulosus (Le Seur): a morphometric study. Anat. Rec. 200: 33 - 39.

Adresse:

Prof. Dr. H. Greven
Institut für Zoologie II Univ.
Universitätsstr. 1

D-4000 Düsseldorf 1

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Regenwurmgesellschaften in der Hochrhön

Jürgen Christian Kühle

S u m m a r y

The Rhön - predominantly wooded mountain range about 50 km north of the city of Würzburg - is of special significance among the German montane regions. This is the consequence of both biogeographical and historical conditions, which can further specified as: great diversity of vegetational units in connection with changes in orography, geological substrate and soil types. The higher levels of the 'Hochrhön' (about 800 - 1000 m) are characterized by traditional forms of agriculture (resp. in grassland management), which contributed to the formation of diverse types of meadows. The relationships between the earthworms on the one hand and the soil types, vegetational units, and agricultural uses on the other are shown by means of 23 selected (typical) sites of the preserve 'NSG Lange Rhön / Bayerische Hochrhön'. The relevant aspects of landscape ecology and conservation are discussed. Special reference is given to the evaluation of earthworms as bioindicators, considering quantitative as well as qualitative aspects.

Die Arbeit wird in umfassenderer Form veröffentlicht in den Abh. Naturw. Ver. Würzburg.

Adresse:

Dr. Jürgen C. Kühle
Forschungsstelle für Terrestrische Ökotoxikologie und Bioindikation (ITÖ)
Endenicher Allee 146

D-5300 Bonn 1

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Die Wirkung von Säurestreß auf *Lumbricus terrestris* L. (*Lumbricidae, Oligochaeta*). Methode und erste Ergebnisse

Hartmut Greven, Christiane Bettin, Ricarda Reichelt, Ulrich Rüther

S y n o p s i s

When kept in acidified OECD-soil, the amount of the epidermal mucous cells in *Lumbricus terrestris* L. increases significantly. The number of gland cells can more easily be determined in macerated cuticle, where openings of the cells can be counted, than in histological sections. Spectral photometrical analysis of polyanionic components obtained from earthworms kept in acidified and neutral water and complexed with Alcian-Blue 8GX suggests an increased mucus discharge during stress. Preliminary measurements indicate a decrease of O_2-uptake in stressed animals.

Acidic stress, epidermal gland cells, mucus discharge, O_2-uptake

1. Einführung

Regenwürmer tolerieren je nach Art unterschiedliche Bodenaciditäten (u. a. SATCHELL 1955; LAVERACK 1961; EDWARDS, LOFTY 1972; ABRAHAMSEN 1972). Die pH-Werte in natürlich oder durch Immissionseinwirkung versauernden Böden liegen für viele Lumbriciden bereits in einem physiologischen Pessimum, dessen Auswirkungen auf das einzelne Individuum (und damit auch auf die gesamte Population) nur unzureichend bekannt sind.

Unsere Laboruntersuchungen gehen davon aus, daß niedrige, subletale pH-Werte des Bodens für Regenwürmer Stressoren sind, die zu quantifizierbaren Reaktionen, u. a. der Vermehrung ihrer epidermalen Schleimzellen führen (GREVEN 1987). Die vorliegende Mitteilung berichtet über Versuche, bei dem anecischen Regenwurm *Lumbricus terrestris* L. durch subletalen Säurestreß diese Reaktion zu induzieren, sie mit vertretbarem Zeitaufwand zu quantifizieren, eine mit der eventuellen Schleimzellenvermehrung einhergehende vermehrte Sekretabgabe nachzuweisen sowie, zunächst über den Sauerstoffverbrauch, Konsequenzen für den betroffenen Organismus aufzuzeigen.

2. Material und Methode

Geschlechtsreife Regenwürmer *(Lumbricus terrestris* L.*)* wurden über den Handel bezogen und bei 15 $\pm$ 1 °C in OECD-Boden, pH 6.5 - 7.0 (KCl) gehalten. In einer Versuchsreihe wurden je 5 Würmer in mit Schwefelsäure angesäuerten (pH 3.4 – 3.9) Boden gegeben und nach 2, 5, 14 und 28 Tagen abgetötet. Als Kontrollserien dienten jeweils 5 Würmer zu Beginn des Versuches und 5 weitere, die 28 Tage in neutralem OECD-Boden gehalten worden waren.

In einer zweiten Versuchsreihe wurden Würmer bei 18 $\pm$ 1 °C in belüftetem, künstlichem Teichwasser gehalten (0.5 mM NaCl, 0.05 mM KCl, 0.4 mM $CaCl_2$, 0.2 mM $NaHCO_3$) (DIETZ, ALVARADO 1970). Der pH-Wert des Wassers wurde mit verdünnter Schwefelsäure auf 3.5 eingestellt, dreimal täglich kontrolliert und, wenn nötig, neu eingestellt. Als Kontrollserien dienten Würmer aus künstlichem Teichwasser (pH 7.0 bis 7.3).

Von den abgetöteten Würmern wurden ca. 1/2 cm lange Stücke unmittelbar hinter dem Clitellum so lange in 5 % Alkohol mazeriert, bis sich die Kutikula mit einer feinen Pinzette abziehen ließ. An dorsalen Kutikulastückchen wurde mit Hilfe eines Gitterokulars die Anzahl der Schleimzellenöffnungen pro 204.08 μm^2 (S/F) ausgezählt, und zwar pro Wurm mindestens 20 F (Abb. 1). Signifikanzen wurden mit Hilfe des t-Tests nach Student ($p = 0.01$) bestimmt.

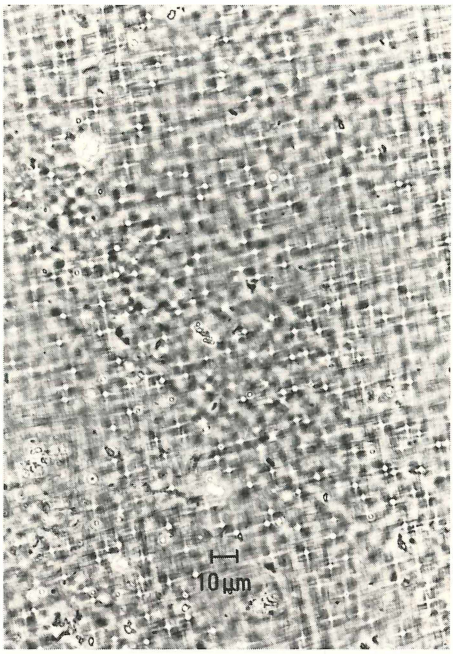


Abb. 1: Mazerierte Kutikula von *Lumbricus terrestris* L. mit Öffnungen der epidermalen Schleimzellen

Die Abgabe von Schleim wurde in Anlehnung an eine von WHITEHEAD (1978) für aquatische Gastropoden entwickelte Methode bestimmt, bei der die Polyanionen der in Schleimen vorhandenen Glycosaminoglykane mit dem kationischen Farbstoff Alcianblau 8GX gefällt und die Extinktion dieses Farbkomplexes photometrisch bestimmt werden. Dazu wurden nach 2, 5, 7 und 10 Tagen aus angesäuertem und nach 2 und 10 Tagen aus neutralem Teichwasser je 3 Würmer entnommen und jeder Wurm in 12 ml frisches Testwasser überführt. Nach 24 h wurden pro Testglas 4.5 ml Flüssigkeit entnommen und mit 1 ml Färbereagenz (0.1 % Alcianblau, 0.2 M Natriumacetatpuffer, pH 5.8, 50 mM $MgCl_2$) gemischt. Nach 2 h Inkubation bei Zimmertemperatur wurde der Farbkomplex abzentrifugiert (15 min, 2500 g), der Überstand dekantiert und das Sediment mit 5 ml Ethanol gewaschen und erneut 5 min bei 2500 g zentrifugiert. Nach Dekantierung des Überstandes wurde das Sediment mit 3 ml Natriumdodecylsulfat in 0.05 M Natriumacetatpuffer (pH 3.8) aufgenommen und gründlich geschüttelt. Die Extinktion der blauen Lösung wurde bei 620 nm gemessen und, um auch die Größe der verwendeten Würmer zu berücksichtigen, auf cm^2 Wurmoberfläche bezogen.

Der Sauerstoffverbrauch von je 5 Würmern wurde am Anfang des Versuches, nach 2, 5, 14 und 28 Tagen Haltung in angesäuertem Boden und am Ende des Versuches (Haltung der Würmer in neutralem OECD-Boden) mit Hilfe einer Warburg Apparatur gemessen. Die Messungen wurden jeweils morgens zwischen 7 und 9 Uhr bei 20 $\pm$ 1 °C vorgenommen. Bei der Bestimmung des Frischgewichtes wurde die Darmfüllung vernachlässigt (vgl. BYZOVA 1965).

3. Ergebnisse

Bei Haltung in OECD-Boden hatten beide Kontrollserien durchschnittlich 4.83 $\pm$ 0.625 S/F (Anfang des Versuches) bzw. 4.88 $\pm$ 0.726 S/F (Ende des Versuches). Die Unterschiede sind nicht signifikant ($p > 0.05$). Im Vergleich zu beiden Kontrollgruppen ist der Wert nach 2 Tagen Säurestreß (4.75 + 0.821 S/F) ebenfalls nicht signifikant, während nach 5 Tagen, (6.09 $\mp$ 1.207 S/F), 14 Tagen (5.93 $\pm$ 0.946 S/F) und 28 Tagen (6.39 $\pm$ 1.10 S/F) die Anzahl der Drüsenzellöffnungen hochsignifikant gestiegen ist ($p < 0.001$). Der geringfügige Abfall nach 14 Tagen ist nicht signifikant, die Steigerung nach 28 Tagen jedoch deutlich ($p < 0.01$) (Abb. 2).

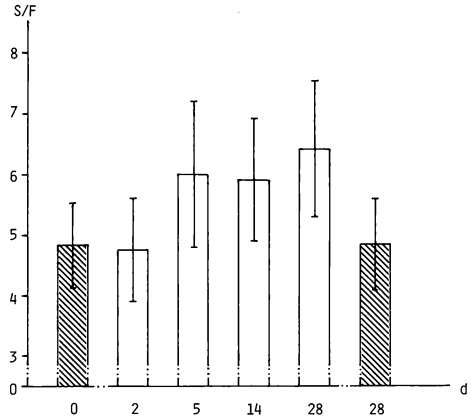


Abb. 2: Anzahl der Schleimzellöffnungen pro Fläche (S/F) von *L. terrestris* nach Haltung in OECD-Boden pH 3.4 bis 3.9 (helle Säulen) und pH 6.5 bis 7.0 (schraffierte Säulen)
(s. Text).

Der Sauerstoffverbrauch der Tiere ist bereits nach 2 Tagen Säurestreß von durchschnittlich 146.03 ± 25.14 µl/g·h auf 102.10 ± 7.82 µl/g·h, also etwa um 30 % gesunken. Danach ist nur noch eine geringe Abnahme zu verzeichnen. Der Sauerstoffverbrauch der Kontrolltiere am Anfang und Ende des Versuches ist etwa gleich (Abb. 3). Die Extinktion des Polyanionen-Alcianblau-Komplexes bezogen auf cm² Wurmoberfläche ist bereits nach 2 Tagen erhöht und steigt bis zum 7. Versuchstag. Danach sinkt sie ab. Die Kontrolltiere am Ende des Versuchs zeigen einen höheren Wert als die vor dem Versuch; er ist aber immer noch niedriger als bei dem größten Teil der säuregestreßten Versuchstiere (Abb. 4).

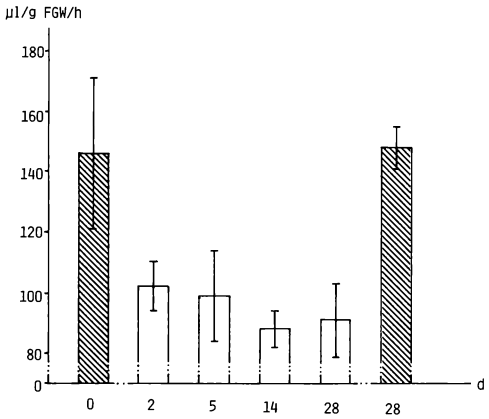


Abb. 3: Sauerstoffverbrauch von *L. terrestris* nach Haltung in OECD-Boden, pH 3.4 bis 3.9 (helle Säulen) und 6.5 bis 7.5 (schraffierte Säulen).
Jedem Mittelwert (mit Standardabweichung) liegen 30 Messungen an insgesamt 5 Individuen zugrunde.

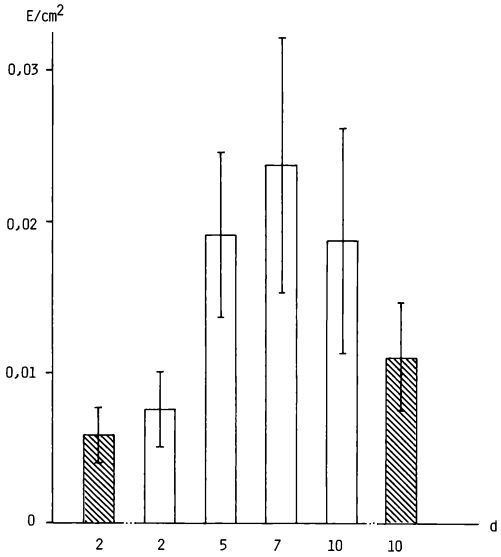


Abb. 4: Extinktion pro cm² Wurmoberfläche eines Polyanionen-Alcianblau-Komplexes aus *L. terrestris* nach Haltung in künstlichem Teichwasser, pH 3.5 (helle Säulen) und 7.0 bis 7.3 (schraffierte Säulen).
Jedem Mittelwert (mit Standardabweichung) liegen 9 Messungen an insgesamt 3 Individuen zugrunde.

4. Diskussion

Lumbricus terrestris L. gilt als relativ säuretolerante Regenwurmart, die noch in Böden mit einem pH-Wert von 4.1 oder darunter vorkommt (u. a. GUILD 1951; SATCHELL 1955; EDWARDS, LOFTY 1972). Die vorliegende Studie zeigt, daß auch diese Art, wie schon die säureintolerante *Allolobophora caliginosa* (Savigny) (GREVEN 1987), auf subletalen Säurestreß im Boden, aber auch im Teichwasser (unpubl.) mit einer signifikanten Vermehrung der epidermalen Schleimzellen reagiert.

Die Anzahl der Schleimzellen wurde mit Hilfe der Mazeration der Kutikula bestimmt. Mit dieser Technik kommt man innerhalb kurzer Zeit zu einem für statistische Berechnungen ausreichenden Zahlenmaterial. Prinzipiell unterscheiden sich die hiermit erzielten Ergebnisse nicht von denen, die mit der zeitlich und präparativ aufwendigeren Schnittechnik gewonnen werden konnten (GREVEN 1987). Vermutlich ist die Vermehrung der Schleimzellen nicht nur Ausdruck eines durch den Stressor hervorgerufenen rascheren 'turnovers' dieses Zelltyps - diesbezügliche Untersuchungen an Regenwürmern stehen noch aus -, sondern führt auch zu einer vermehrten

Schleimabgabe und damit wohl auch zu einer Verdickung der Schleimschicht auf der Kutikula. Methoden, die absolute oder relative Menge des abgegebenen Schleims im Boden zu messen, sind uns nicht bekannt. Sie wären wahrscheinlich auch mit zu großen Unzulänglichkeiten behaftet. In den vorliegenden Versuchen sind die Tiere daher für einen zunächst relativ kurzen Zeitraum in künstlichem Teichwasser gehalten worden, in dem sie überleben (vgl. DIETZ, ALVARADO 1970), um in diesem artifiziellen System Hinweise für die Richtigkeit unserer Annahme zu erhalten. Alcianblau 8GX färbt im histologischen Präparat einen Teil der epidermalen Drüsenzellen von *L. terrestris* und anderen Lumbriciden (u. a. RICHARDS 1978). Im Wasser löst sich ein Teil des abgegebenen Schleimes, dessen polyanionische Komponente mit dem gleichen Farbstoff gefällt werden kann. Auf eine Quantifizierung der Schleimabgabe ist in der vorliegenden Arbeit verzichtet worden, da keine geeignete Referenzsubstanz zur Verfügung stand. Heparin oder Chondroitinsulfat, die häufig benutzt werden (vgl. WHITEHEAD 1978), kommen bei Oligochaeten offenbar nicht vor (RAHEMTULLA, LOVTRUP 1974). Die z. T. deutlich höheren Extinktionswerte des Farbstoff-

komplexes nach Säurestreß zeigen eine gesteigerte Schleimabgabe an. In Kombination mit der nicht ganz exakt zu bestimmenden Wurmoberfläche können diese Werte allerdings nur einen Trend anzeigen. Nach den bisherigen Ergebnissen scheint die vermehrte Schleimabgabe nicht zwangsläufig mit der Vermehrung der Drüsenzellen verbunden zu sein. Für weiterreichende Interpretationen müßte die Methode allerdings so verfeinert werden, daß eine bessere Quantifizierung und statistische Absicherung möglich ist. Offenbar stimuliert jedoch der Stressor zunächst die Sekretionstätigkeit der vorhandenen Drüsenzellen, die möglicherweise erst später durch die einsetzende Proliferation 'entlastet' werden.

Auch im angesäuerten Teichwasser vermehren die Tiere ihre epidermalen Schleimzellen. Erstaunlicherweise nimmt jedoch ihre Zahl sehr viel langsamer zu als im Boden. Signifikante Unterschiede sind erst nach 28 Tagen festzustellen. Vielleicht ist das eine Folge der höheren Versuchstemperaturen; die Elritze *Phoxinus phoxinus* reagiert z. B. auf einen Kältereiz mit Vermehrung ihrer epidermalen Schleimzellen (BOLOGNANI F. et al. 1984). Im Boden könnten auch noch andere, nicht meßbare oder nicht gemessene Parameter eine Rolle spielen (vgl. auch GREVEN 1987).

Epidermale Schleime stehen bei Lumbriciden u. a. im Dienste der Respiration, Osmoregulation, Exkretion und des Wasserhaushaltes; sie fungieren zudem als Diffusionsbarrieren oder sogar als Pheromone (EDWARDS, LOFTY 1972; RICHARDS 1978). Daher müssen die hier beschriebenen Reaktionen Konsequenzen für den Organismus haben. Unsere noch vorläufigen Respirationsmessungen zeigen, daß der O_2-Verbrauch säuregestreßter *L. terrestris* rapide zurückgeht. Das gilt auch für die in künstlichem Teichwasser gehaltenen Würmer. Es ist naheliegend, dafür auch den vermehrten Schleimausstoß verantwortlich zu machen. Analoge Verhältnisse liegen bei Teleosteern vor, deren Reaktionen auf Säurestreß sehr viel besser untersucht sind. Auch hier führt die Erniedrigung des pH-Wertes zu einer Vermehrung epidermaler Schleimzellen, zu einer bereits nach wenigen Stunden verstärkten Schleimabgabe, je nach Grad der Absenkung zu Sauerstoffmangel, der z. T. auf die Verdickung der Schleimschicht zurückgeführt wird, und zu Störungen der Osmoregulation und des Säure-Basen-Gleichgewichtes (zusammenfassende Darstellung bei McDONALD 1983).

Es kann davon ausgegangen werden, daß Lumbriciden auch im Freiland auf subletale pH-Wert-Erniedrigungen mit je nach Art mehr oder weniger deutlichen Reaktionen antworten, die zwar noch keine deutlich sichtbaren Schäden hervorrufen, jedoch bereits zu einer Vitalitätsminderung führen.

Mit finanzieller Unterstützung des Gesamtverbandes des Deutschen Steinkohlenbergbaus, Essen.

Literatur

ABRAHAMSEN G., 1972: Ecological study of Lumbricidae (Oligochaeta) in Norwegian coniferous forest soils. Pedobiologia 12: 267 - 281.

BOLOGNANI FANTIN A.M., TREVISAN P., BAGATOLI M., 1984: Effect of environmental temperature on the epidermis of minnow Phoxinus phoxinus. A histochemical quantitative light microscopy Study. Zool. Jb. Anat. 111: 357 - 367.

BYZOVA J.B., 1965: Comparative rate of respiration in some earthworms (Lumbricidae, Oligochaeta). Rev. Ecol. Biol. Sol 2: 207 - 216.

DIETZ T.H., ALVARADO R.H., 1970: Osmotic and ionic regulation in Lumbricus terrestris L. Biol. Bull. 138: 247 - 261.

EDWARDS C.A., LOFTY J.R., 1972: Biology of earthworms. London (Chapman & Hall): 283 p.

GREVEN H., 1987: Vermehrung epidermaler Schleimzellen als Antwort von Lumbriciden und Gastropoden auf Streßsituationen. Verh. Ges. Ökol. 15:

GUILD W.J. Mc L., 1951: The distribution and population density of earthworms (Lumbricidae) in Scottish pasture fields. J. Anim. Ecol. 20: 88 - 99.

LAVERACK M.S., 1961: Tactile and chemical perception in earthworms. II. Response to acid pH solutions. Comp. Biochem. Physiol. 2: 22 - 34.

McDONALD D.G., 1983: The effects of H^+ upon the gills of freshwater fish. Can. J. Zool. 61: 691 - 703.

RAHEMTULLA F., LØVTRUP S., 1974: The comparative biochemistry of invertebrate mucopolysaccarides. III. Oligochaeta and Hirudinea. Comp. Biochem. Physiol. 50B: 627 - 629.

RICHARDS K.S., 1978: Epidermis and cuticle. In: (Ed. MILL P.J.): Physiology of annelids. London/New York (Academic Press): 33 - 61.

SATCHELL J.E., 1955: Some aspects of earthworm ecology. In: (Ed. KEVAN D.K. Mc E.): Soil Zoology. London (Butterworth): 180 - 201.

WHITEHEAD D.L., 1978: Application of a rapid method for determining glycosaminoglycans in mucus secreted by an aquatic pulmonate Biomphalaria glabrata. Comp. Biochem. Physiol. 59A: 27 - 30.

Adresse:

Prof. Dr. H. Greven
Institut für Zoologie II Univ.
Universitätsstr. 1

D-4000 Düsseldorf 1

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg

Wilhelm Foissner, Herbert Franz und Hans Adam

S y n o p s i s

Some representative groups of soil animals and the activity of some soil enzymes were investigated at 5 organically and 5 conventionally farmed wheat fields and meadows in the surroundings of Salzburg (Austria). The data of four sampling occasions during the year 1984 were pooled and compared with a two-way analysis of variance. The abundance, the biomass, and the number of species of testate amoebae as well as the number of nematodes and the catalase activity were significantly higher in the organically farmed plots. The ciliates, the earthworms, the CO_2-release, and the activity of the enzymes urease and saccharase showed no significant differences. But there was a trend to a higher number and biomass of lumbricids at the conventionally farmed sites. The species composition and the dominance relationships of the testate amoebae and ciliates were fairly similar in both treatments. Some preliminary investigations suggest that the higher activity of the animals and the microbial community in the ecofarmed soils is due to the better humus management and the lower soil compaction.

Conventional farming, earth worms, ecofarming, humus, nematodes, soil enzymes, terrestrial protozoa.

1. Einführung

Die Landwirtschaft gerät immer mehr in das Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. Schlagwörter wie 'Bodenmüdigkeit', 'Kehrichtdeponie Boden', 'Chemie auf der Scholle' und 'Gift im Boden' gehören mittlerweile zur Standarddiktion von Medien und populär'wissenschaftlicher' Literatur. In den letzten Jahren wird daher der sogenannte ökologische oder biologische Landbau propagiert, bei dem im Gegensatz zur konventionellen Landwirtschaft weitgehend oder vollständig auf den Einsatz von synthetischen Mineraldüngern, Pestiziden und Wachstumsregulatoren verzichtet wird. Damit und durch eine möglichst schonende Bodenbearbeitung, durch Beachtung der Fruchtfolge, Gründüngung und verstärkten Anbau von Leguminosen soll das Bodenleben gefördert und die Ertragsfähigkeit der Böden langfristig gesichert werden (PREUSCHEN 1980, NESTROY 1981, DIERCKS 1983, CACEK 1984).

Sucht man aber nach exakten wissenschaftlichen Daten für diese Behauptungen, wird man herb enttäuscht, besonders bei den Bodentieren (HAIDEN 1980, DIERCKS 1983, JOHANNSEN et al. 1985). Die meisten Studien beschäftigen sich nur mit dem Einfluß von Pestiziden und unterschiedlichen Düngungsformen oder beschränken sich auf mikrobielle und physikalisch-chemische Kenndaten (z. B. FELDERER 1982, ÖKO 1983) und Rentabilitätsuntersuchungen. Wir haben daher mit der Bearbeitung einiger wichtiger Gruppen von Bodentieren, den Protozoen und den 'Würmern', in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden begonnen. Mit diesen Taxa, die zusammen mindestens 50 % der tierischen 'standing crop' decken (FOISSNER 1987) und einigen wichtigen bodenkundlichen und mikrobiellen Parametern soll ein möglichst umfassendes Bild über das Leben im Boden bei diesen unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen gewonnen werden. Die vorliegende Arbeit enthält die ersten Ergebnisse dieser Studien, die 1983/84 begonnen wurden und in den nächsten Jahren fortgeführt werden.

2. Versuchsflächen

Die 10 Versuchsflächen befinden sich in der Umgebung der Stadt Salzburg. Die ökologisch wirtschaftenden Betriebe arbeiten nach der organisch-biologischen Methode. Allgemeine Hinweise zum organisch-biologischen Landbau und zu anderen alternativen Wirtschaftsformen bei NESTROY (1981) und DIERCKS (1983).

Versuchsfläche A: Viermähdige, nicht beweidete Wiese. Seit 1973 ökologisch bewirtschaftet. Dauergrünland seit mindestens 15 Jahren. Ebene Terrassenfläche auf Schotter. 430 m ü. d. M. *Arrhenatheretum* auf kalkhaltigem typischen Gley.
Düngung: viel belüftete Jauche (30 t/ha·a) mit Urgesteinsmehl (400 kg/ha·a), etwas Mist und insgesamt etwa 150 kg/ha·a Thomasmehl, Hyperphosphat und Patentkali.

Versuchsfläche B: Viermähdige, nicht beweidete Wiese. Konventionelle Vergleichsfläche zu A; etwa 250 m von dieser entfernt. Standortseigenschaften sehr ähnlich A.
Düngung: zur Zeit etwa 400 kg/ha·a Vollkorn, unbelüftete Jauche und Mist. Mineraldüngung in den letzten Jahren zugunsten vermehrter Mist- und Jauchedüngung um etwa 50 % reduziert.

Versuchsfläche C: Acker neben Wiese A. Seit 1973 ökologisch bewirtschaftet. Standortseigenschaften wie A. Sechs Fruchtfolgeglieder: Kleegras, Winterweizen, Winterroggen, Gründüngung, Kartoffel, Futtergetreide.
Düngung: im Herbst 1983 etwa 15 t/ha Mist, nach Ernte 1984 Mistschleier und Gründüngung, die mit etwa 700 kg/ha Urgesteinsmehl eingeackert wurde. Vorfrucht 1983: Winterweizen.

Versuchsfläche D: Acker neben Wiese B. Konventionelle Vergleichsfläche zu C; etwa 250 m von dieser entfernt. Standortseigenschaften sehr ähnlich C. Fünf Fruchtfolgeglieder: Roggen, Weizen, Hafer, Mais, Gerste.
Düngung: im Herbst 1983 etwa 300 kg/ha Vollkorn, nach der Ernte 1984 etwa 250 kg/ha Nitramoncal, als Zwischenfrucht Raps und Hafer. Unkrautbekämpfung mit Herbiziden. Vorfrucht 1983: Weizen.

Versuchsfläche E: Zweimähdige, beweidete Wiese. Seit 1975 ökologisch bewirtschaftet. Dauergrünland seit mindestens 15 Jahren. Terrassenfläche auf Jungmoräne. 540 m ü. d. M. *Arrhenatheretum* auf entkalkter Lockersediment-Braunerde.
Düngung: belüftete Gülle und dünne, mit Urgesteinsmehl vermischte Jauche.

Versuchsfläche F: Zweimähdige, beweidete Wiese. Konventionelle Vergleichsfläche zu E; etwa 300 m von dieser entfernt. Standortseigenschaften sehr ähnlich E.
Düngung: zur Zeit etwa 200 kg/ha·a Volldünger und alle 2-3 Jahre etwa 250 kg/ha Thomasmehl. Etwas Mist und unbelüftete Schweine- und Rindergülle. Mineraldüngung in den letzten Jahren zugunsten vermehrter Mist- und Gülledüngung um etwa 50 % reduziert.

Versuchsfläche G: Acker in der Nähe von Wiese E. Seit 1975 ökologisch bewirtschaftet. Standortseigenschaften und
Düngung wie E. Bewirtschaftung in den Jahren 1983/84: seit 15 Jahren Wiese, im Herbst 1983 umgebrochen, Mistschleier und Winterweizen mit Urgesteinsmehl eingesät. Im Frühjahr 1984 gestriegelt, nach der Ernte gepflügt und mit Urgesteinsmehl gedüngt.

Versuchsfläche H: Acker neben Wiese F. Konventionelle Vergleichsfläche zu G, etwa 400 m von dieser entfernt. Standortseigenschaften und
Düngung wie F. Bewirtschaftung in den Jahren 1983/84: seit mindestens 15 Jahren Wiese, im Herbst 1983 umgebrochen, mit Mist gedüngt und mit Winterweizen eingesät. 1984 keine Düngung. Keine Herbizide.

Versuchsfläche I: zweimähdige, beweidete Wiese. Seit 1963 ökologisch bewirtschaftet. Dauergrünland seit mindestens 30 Jahren. Terrassenfläche auf Jungmoräne. 600 m ü. d. M. *Arrhenatheretum* auf entkalktem typischen Gley.
Düngung sehr ähnlich wie bei Versuchsfläche A, zusätzlich etwas Kalk.

Versuchsfläche J: Zweimähdige, beweidete Wiese. Konventionelle Vergleichsfläche zu I, etwa 50 m von dieser entfernt. Standortseigenschaften sehr ähnlich I.
Düngung: etwa 150 kg/ha·a Nitramoncal, Volldünger, Mist und unbelüftete Jauche in unbekannter Menge. Mineraldüngung in den letzten Jahren zugunsten vermehrter Mist- und Jauchedüngung um etwa 50 % reduziert.

3. Untersuchungsmethoden

Eine detaillierte Beschreibung der Methodik ist wegen des beschränkten Manuskriptumfanges nicht möglich. Sie findet sich bei FOISSNER (1985) sowie PEER u. FOISSNER (1985). Die Grünlandböden wurden in 0 - 5 cm Bodentiefe, die Ackerböden in 5 - 15 cm Bodentiefe am 29.10.1983, 24.3.1984, 11.7.1984 und 25.10.1984 untersucht. Es wurden je 10 Teilproben entlang eines 50 m langen Transekts entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt.

Testaceen: Zählung von 0.1 g Boden in wässriger Suspension. Differenzierung belebter und unbelebter Schalen mit Anilinblau.

Ciliaten und Nematoden: Zählung der aktiven Individuen in 0.4 g Boden in wässriger Suspension. Zur Bestimmung der potentiellen Abundanz und Artenzahl der Ciliaten wurden ein modifiziertes BUITKAMP (1979)-Verfahren und die Petrischalen-Methode von FOISSNER (1985) verwendet.

Lumbriciden: Formolextraktion nach SATCHELL (1971). Es wurden von jeder Versuchsfläche einmal 4 Teilproben zu je 0.25 m^2 nach Arten und Individuen bearbeitet.

Mikrobiologische Parameter: Diese wurden aus der luftgetrockneten Mischprobe bestimmt. CO_2-Abgabe nach ISERMEYER (1952). Katalase-Aktivität nach BECK (1971). Urease-Aktivität nach SCHINNER u. PFITSCHER (1978). Saccharase-Aktivität nach HOFMANN u. SEEGERER (1951) in der Modifikation von NIEDERBACHER (1981).

Bodenkundliche Untersuchungen: Die Profilbeschreibung erfolgte anläßlich einer Geländebegehung. Nomenklatur nach FINK (1969). Die Laboranalysen richteten sich nach den Empfehlungen der Arbeitsgemeinschaft landwirtschaftlicher Versuchsanstalten in Österreich.

Zoozönologische und statistische Auswertung: Die zoozönologische Behandlung der Daten erfolgte mit den bei SCHWERDTFEGER (1975) und MÜHLENBERG (1976) empfohlenen Methoden. Die Daten wurden mit einer zweifachen Varianzanalyse (t-Test mit gepaarten Beobachtungen) statistisch bearbeitet.

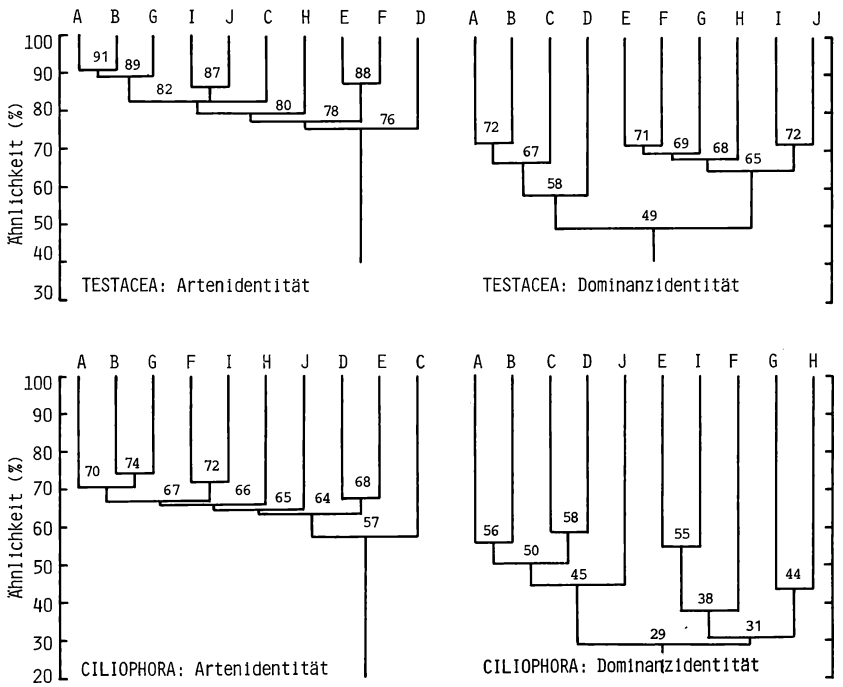


Abb. 1: Artenidentität (Sørensen-Index) und Dominanzidentität (Renkonen-Zahl) der Testaceen und Ciliaten in ökologisch (A, C, E, G, I) und konventionell (B, D, F, H, J) bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden.

Tab. 1: Vergleich des Edaphons und einiger abiotischer Faktoren in je 5 ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden.[1)]

Parameter	ökol. bewirt.	konv. bewirt.	ANOVA
TESTACEEN			
Abundanz/g TM	878	751	$0.25 < P > 0.1$
Biomasse mg/1000g TM	37.5	27.9	$P < 0.05$
Artenzahl	26	24	$P < 0.05$
Diversität (Shannon-Weaver; ln)	2.8	2.6	NT
Evenness	0.9	0.9	NT
Verhältnis belebte:unbelebte	1:1.3	1:1.5	NT
CILIATEN			
Abundanz/g TM (aktiv)	1.4	0.2	$P < 0.1$
Abundanz/g TM (Kultur)	1027	1285	$P > 0.1$
Biomasse mg/1000g TM (Kultur)	19.8	27.5	$P > 0.1$
Artenzahl (Kultur)	46	45	$P > 0.1$
Diversität (Shannon-Weaver; ln)	2.1	2.1	NT
Evenness	0.7	0.7	NT
NEMATODEN			
Abundanz/g TM	102	80	$P < 0.05$
LUMBRICIDEN			
Abundanz/m^2	174	181	$P > 0.1$
Biomasse g/m^2	134	143	$P > 0.1$
Artenzahl	10	11	$P > 0.1$
MIKROFLORA			
CO_2 - Abgabe mg/100g TM	85	85	$P > 0.1$
Katalase-Aktivität ml O_2/g TM	3.6	3.1	$P < 0.05$
Urease-Aktivität mg N/g TM	0.19	0.17	$P > 0.1$
Saccharase-Aktivität mg C_6/g TM	0.54	0.58	$P > 0.1$
ABIOTISCHE FAKTOREN			
Bodenwasser (% der TM)	31	31	NT
Humus (%)	7.5	6.5	$P > 0.1$
C/N Verhältnis	7.7	7.8	NT
Raumgewicht g/cm^3	0.86	0.89	NT

[1)] Die Werte sind das arithmetische Mittel aus der Untersuchung von drei ökologisch und drei konventionell bewirtschafteten Mähwiesen sowie von zwei ökologisch und zwei konventionell bewirtschafteten Weizenfeldern. In diesen 10 Probeflächen wurden je viermal die Testaceen, die Ciliaten, die Nematoden, die Mikroflora und der Wassergehalt des Bodens untersucht. Der Stichprobenumfang für die Varianzanalyse (ANOVA) ist daher n = 40. Die Regenwürmer und die übrigen abiotischen Faktoren wurden nur einmal untersucht. Für sie ist der Stichprobenumfang daher n = 10.
TM = Trockenmasse des Bodens.

4. Ergebnisse

Die Varianzanalyse zeigt zum Teil statistisch signifikante Unterschiede zwischen den ökologisch und konventionell bewirtschafteten Parzellen, sowohl bei den einzelnen Standortspaaren (Tab. 2) als auch bei der Zusammenfassung aller Versuchsflächen (Tab. 1). Auffallende Unterschiede zwischen Acker- und Grünlandböden sind dabei nicht erkennbar (Tab. 2). Die Differenzen weisen in den meisten Fällen, besonders aber bei den Testaceen und Nematoden, eine höhere Abundanz, Biomasse und Artenzahl in den ökologisch bewirtschafteten Flächen aus. Bei den Lumbriciden ist dagegen ein Trend zu einer höheren Abundanz in den konventionellen Parzellen erkennbar (Tab. 2). Insgesamt zeigen sich aber so wie bei den Ciliaten keine signifikanten Unterschiede (Tab. 1). Von den mikrobiologischen Parametern ist die Katalase-Aktivität in den ökologisch bewirtschafteten Böden signifikant höher (Tab. 1). Bei den abiotischen Faktoren zeigen sich insgesamt keine auffallenden Unter-

Tab. 2: Varianzanalyse (n = 4) der Untersuchungsergebnisse

Parameter	Standortspaare					alle Wiesen	alle Äcker
	A-B	C-D	E-F	G-H	I-J	ökol. konv.	ökol. konv.
TESTACEEN							
Abundanz/g TG	=	*>	=	=	*>	=	=
Abundanz/m²	=	*>	=	=	=	=	=
Biomasse/g TG	=	=	=	*>	=	=	*>
Biomasse/m²	=	*>	=	*>	=	=	*>
Artenzahl	=	*>	=	=	=	=	=
CILIATEN							
Abundanz/g TG (ak.)	=	=	=	=	=	+>	=
Abundanz/g TG (Ku.)	=	=	=	=	*>	=	=
Abundanz/m² (Ku.)	=	=	=	=	*>	=	=
Biomasse/g TG (Ku.)	=	=	=	=	=	=	<+
Biomasse/m² (Ku.)	=	=	=	=	=	=	=
Artenzahl (Ku.)	=	=	=	=	=	=	=
NEMATODEN							
Abundanz/g TG	=	=	=	=	=	*>	=
LUMBRICIDEN							
Abundanz/m²	=	=	<**	=	=	=	=
Biomasse/m²	=	=	=	<+	<+	=	=
MIKROFLORA							
CO_2-Abgabe	=	*>	=	<*	=	=	=
Katalase-Aktivität	=	=	*>	=	=	**>	=
Urease-Aktivität	=	=	=	=	=	=	=
Saccharase-Aktivit.	=	=	=	=	=	=	=
ABIOTISCHE FAKTOREN							
Bodenwasser (%)	***>	<***	*>	=	=	*>	=
pH	=	=	=	**>	<*	=	*>

Abkürzungen und Zeichenerklärung: ökol. = ökologisch bewirtschaftet, konv. = konventionell bewirtschaftet, TG = Trockengewicht des Bodens.

= kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteter Fläche nachweisbar.

> Parameter in der ökologisch bewirtschafteten Fläche signifikant höher.

< Parameter in der konventionell bewirtschafteten Fläche signifikant höher.

+P 0.1, *P 0.05, **P 0.01, ***P 0.001

schiede, jedoch ist der Humusgehalt in den ökologisch bewirtschafteten Flächen im Durchschnitt um 15 % höher als in den konventionellen Parzellen (Tab. 1). Die ökologischen Wiesen sind signifikant feuchter und das pH der konventionellen Äcker ist signifikant niedriger (saurer).

Auffallende Unterschiede im Artenspektrum und der Dominanzidentität der Ciliaten und Testaceen sind bisher nicht erkennbar. Die ökologisch bzw. konventionell bewirtschafteten Flächen gruppieren sich nicht zu einheitlichen Clustern (Abb. 1). Besonders bei der Dominantenidentität wird deutlich, daß die räumliche Nähe offensichtlich von größerer Bedeutung ist als die unterschiedliche Bewirtschaftungsform. Es finden sich jedoch gewisse Unterschiede in den eudominanten Arten der einzelnen Standortspaare, die bei größerer Probenanzahl vielleicht ebenfalls zur Bioindikation genützt werden können.

5. Diskussion

Die boden- und vegetationskundlichen Untersuchungen, die hier aus Platzmangel nur auszugsweise angeführt werden können, zeigen eine weitgehende Übereinstimmung der basalen Parameter der fünf Versuchsflächenpaare.

Da diese zudem sehr nahe nebeneinander liegen, kann auch das makroklimatische Faktorengefüge bei der Interpretation der Resultate ausgeklammert werden. Unterschiede in der biologischen Aktivität können daher kaum standortsbedingt sein, sondern sind vielmehr Ausdruck der unterschiedlichen Bewirtschaftungsform. Gegen unsere Untersuchungen kann freilich der Einwand erhoben werden, daß sie an normalen landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt wurden, bei denen die Versuchsbedingungen nicht so konstant gehalten werden können wie in experimentellen Musterbetrieben. So verwenden die konventionellen Bauern - bedingt durch die Agrarstruktur des Salzburger Raumes - neben rasch löslichen Mineraldüngern auch relativ hohe Mengen organischer Dünger (Mist, Jauche), die jedoch nicht so sorgfältig behandelt (z. B. belüftet) werden wie in den ökologischen Betrieben. Ein ökologischer Betrieb (Parzelle I) hält sich nach eigenen Angaben in den letzten Jahren nicht mehr besonders genau an die Vorschriften der organisch-biologischen Wirtschaftsweise. Wir können obigem Einwand daher nur mit dem Argument begegnen, daß eben jene Situation untersucht wurde, die für die Situation dieses Agrarraumes und für die Praxis typisch ist.

Trotz dieser 'unsauberen' Versuchsbedingungen und der noch geringen Probenzahl, können mit Hilfe der Statistik und den zoozönologischen Standardmethoden einige Trends erkannt werden:

- Viele der untersuchten Parameter sind in den ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandflächen nicht signifikant verschieden.
- Auffallende Unterschiede im Artenspektrum und in der Dominanzstruktur der Protozoen sind nicht nachweisbar.
- Die signifikanten Unterschiede weisen fast ausnahmslos in Richtung einer höheren biologischen Aktivität der ökologisch bewirtschafteten Parzellen. Die bodenkundlichen Analysen deuten darauf hin, daß dafür der höhere Humusgehalt und die geringere Lagerungsdichte der ökologisch bewirtschafteten Böden verantwortlich sein könnten. Die Unterschiede in diesen Parametern sind aber statistisch nicht signifikant, vermutlich wegen zu geringer Probenzahl. Daher darf dieser Befund nicht überbewertet werden. Immerhin paßt er zu der gut gesicherten Erkenntnis, daß Humusform, Humusmenge und Lagerungsdichte die wichtigsten Faktoren für die Abundanz und Verteilung der Bodentiere sind (KÜHNELT 1950, FRANZ 1975, FOISSNER 1987).

Nur am Rande sei vermerkt, daß Untersuchungen im pannonischen Raum, die wir 1985 durchführten, zu ähnlichen Ergebnissen führten.

Aus den bisherigen Resultaten wird deutlich, daß die Probenanzahl noch zu gering ist, um ökologisch fundierte Aussagen zu treffen. Mit Hilfe der Statistik können wir Trends erkennen, die mit jenen übereinstimmen, die RÜHL (1978) bei Hymenopteren und KROMP et al. (1984) bei epigäischen Arthropoden fanden. Aus unseren Daten wird aber auch klar, daß ein breit gestreutes Untersuchungsprogramm notwendig ist. Wären wir der häufig geübten Praxis gefolgt, nur wenige Parameter zu untersuchen, zum Beispiel die gern als repräsentativ genommenen Regenwürmer, hätten wir ein verzerrtes Bild erhalten.

Dank

Die Untersuchungen wurden mit finanziellen Mitteln des Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung, Projekt Nr. 5226 durchgeführt. Herrn Doz. Dr. Thomas Peer danken wir für die bodenkundlichen Analysen, Herrn Doz. Dr. Fritz Seewald für Hilfe bei der Probenahme und für die Bestimmung der Regenwürmer und Herrn Dr. Helmut Berger für Unterstützung bei der Auswertung der Befunde. Den Besitzern und Pächtern der Versuchsflächen sind wir für ihre sehr kooperative Mitarbeit zu großem Dank verpflichtet.

Literatur

BECK T., 1971: Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 130: 68 - 81.

BUITKAMP U., 1979: Vergleichende Untersuchungen zur Temperaturadaptation von Bodenciliaten aus klimatisch verschiedenen Regionen. Pedobiologia 19: 221 - 236.

CACEK T., 1984: Organic farming: the other conservation farming system. J. Soil Water Cons. 39: 357 - 360.

DIERCKS R., 1983: Alternativen im Landbau. Stuttgart (Ulmer): 379 S.

FELDERER W., 1982: Analyse und Beurteilung des Bodens nach der Methode Rispens. Grünes Forum 4: 123 - 133.

FINK J., 1969: Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. Mitt. Bodenk. Ges. 13: 1 - 95.

FOISSNER W., 1985: Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen, Österreich). III. Struktur und Dynamik der Testaceen- und Ciliatentaxozönose. Veröff. Öst. MaB-Progr. 9: 65 - 95.

FOISSNER W., 1987: Soil protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators and guide to the literature. Progr. Protistology 2: 69 - 212.

FRANZ H., 1975: Die Bodenfauna der Erde in biozönotischer Betrachtung. Wiesbaden (Steiner): 796 + 485 S.

HAIDEN G., 1980: Umfangreiche Stellungsnahme des Landwirtschaftsministers zum "biologischen" Landbau. Gärtner Blumenbinder-Kurier 35: 4.

HOFMANN J., SEEGERER A., 1951: Über das Enzymsystem unserer Kulturböden. I. Saccharase. Biochem. Z. 322: 174 - 179.

ISERMEYER H., 1952: Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 56: 26 - 38.

JOHANNSEN G., KNOCHE E., MICHELS H., STAGE E., ZIFFELS-RÖHR E., 1985: Alternativen im Landbau. Nachweise von Literatur und Forschungsvorhaben. Bonn (Zentralstelle Agrardokumentation und -information): 211 S.

KROMP B., MAURER L., EDELMÜLLER I., HARTL W., PLOCHBERGER K., 1984: Vergleichsuntersuchungen zwischen ökologischem und konventionellen Landbau. Wien (Ludwig Boltzmann-Inst. für Biol. Landbau) Forschungsber.: 88 S.

KÜHNELT W., 1950: Bodenbiologie. Wien (Herold): 368 S.

MÜHLENBERG M., 1976: Freilandökologie. Heidelberg (Quelle & Meyer): 214 S.

NIEDERBACHER , 1981: (Diss. Univ. Innsbruck).

NESTROY O., 1981: Alternative Formen des Landbaues - die Alternative? Wiss. Nachr. 46: 49 - 51.

ÖKO-Datenservice, 1983: Vergleichsanalyse "biologisch" und "konventionell" bewirtschafteter Böden. Wien (Öko Datenservice-GmbH): 319 - 407.

PEER T., FOISSNER W., 1985: Protozoologische Untersuchungen an Almböden im Gasteiner Tal (Zentralalpen, Österreich). II. Bodenkundliche Analysen mit besonderer Berücksichtigung der stark belebten Zone. Veröff. Öst. MaB-Progr. 9: 51 - 63.

PREUSCHEN G., 1980: Der ökologische Weinbau. Karlsruhe (C.F. Müller): 168 S.

RÜHL D., 1978: Untersuchungen an Hymenopteren eines naturnahen Lebensraumes, einer Brachfläche sowie je eines alternativ und konventionell bewirtschafteten Obstgutes (Hymenoptera: Symphyta, Aculeata). Arb. Inst. Landwirt. Zool. Bienenk. Bonn 4: 1 - 220.

SATCHELL J.E., 1971: Earthworms. IBP Handbook 18: 107 - 127.

SCHINNER F., PFITSCHER A., 1978: Urease- und Katalase-Aktivität sowie CO_2-Freisetzung in verschiedenen Böden der oberen subalpinen Stufe. Veröff. Öst. MaB-Progr. 2: 259 - 273.

SCHWERDTFEGER F., 1975: Ökologie der Tiere. III. Synökologie. Hamburg/Berlin (Parey): 451 S.

Adresse:

Univ.-Prof. Dr. Wilhelm Foissner
Univ.-Prof. Dr. Hans Adam
Institut für Zoologie Univ.
Hellbrunner Str. 34
A-5020 Salzburg

Univ.-Prof. (em.) Dipl.-Ing. DDr. h. c. Herbert Franz
Jakob-Thoma-Str. 3B
A-2340 Mödling

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Epigäische Collembolen mitteleuropäischer Wälder

Thomas Kampmann und Werner Funke

S y n o p s i s

Epigaic springtails of forest ecosystems are studied extensively using ground and arboreal photoeclectors. 54 species are found in different deciduous and spruce forests in several parts of western Germany. Habitat-specific coenoses are characterized. The most common species are *Lepidocyrtus lignorum*, especially in deciduous forests and *Entomobrya nivalis*, especially in spruce stands. Activity density reaches values up to 33 600 ind./m²/year (within ground photoeclectors) and up to 50 000 ind./trunk surface/year (caught by arboreal photoeclectors). Activity biomass comes up to 25 % (≙ ca. 350 mg dry weight/m²·year) of total eclector-fauna-biomass.
Activity density (and biomass) is influenced by weather conditions. It decreases after additional precipitations, after dryness and fertilization (in the dominant species in a different way). Activity dynamics (phenology) is influenced by seasonal climatic conditions and modified by weather.

Activity density and -biomass, climatic and edaphic conditions, epigaeic springtail coenoses, forest ecosystems, phenology, photoeclector-fauna, species patterns.

1. Einführung

Collembolen sind in meist hoher Individuendichte ein wesentlicher Bestandteil der Lebensgemeinschaften von Landökosystemen. Hier leben sie vor allem in den oberen Bodenschichten, auf der Bodenoberfläche und in der bodennahen Vegetationsschicht. In Wäldern bewohnen manche Arten auch die Stammregion und den Kronenraum der Bäume.

Über die Bedeutung der *Collembola* bei bodenbildenden Prozessen, ihre morphologischen und physiologischen Anpassungen an die Lebensbedingungen in verschiedenen Straten und Bodenhorizonten und ihre Lebensweise sind wir durch zahlreiche Arbeiten gut unterrichtet (JOOSSE 1983 u. a.). Das gleiche gilt auch für Arteninventare, Abundanz, Dominanzpositionen etc. in verschiedenen Ökosystemen sowie in neuerer Zeit für Biomasse und Energieumsatz (ELLENBERG et al. 1986). Diese Arbeiten waren bisher vorwiegend auf edaphische Arten und Entwicklungsstadien ausgerichtet. Die Arten des Epigaion blieben unterrepräsentiert. Erst seit dem Einsatz von Photoeklektoren (FUNKE 1971) werden unsere Kenntnisse hier grundlegend erweitert. Vor allem in Wäldern und Grünlandgesellschaften eröffneten diese Geräte den Weg zur Gewinnung quantitativer Aussagen (FUNKE 1983, KOLBE et al. 1984) über die Aktivitätsdichte innerhalb abgegrenzter Räume (bei Bodenphotoeklektoren) oder im unteren Stammbereich der Bäume (bei Baumphotoeklektoren). Sie ermöglichen ferner detaillierte Angaben über Aktivitätsdynamik und Entwicklungszyklen und sind darüber hinaus für mannigfache Vergleiche zwischen verschiedenen Ökosystemen geeignet. Im folgenden geht es um eine erste Übersicht der bisher in Wäldern an epigäischen *Collembola* gewonnenen Ergebnisse.

2. Untersuchungsgebiete, Arbeitsmethoden, Tiermaterial

Die Untersuchungsgebiete liegen in Südniedersachsen (Solling - B1a, Göttinger Wald - GöW), Ostwürttemberg (Schwäbische Alb - U1, U2, EF, Illerwald - AU, Oberschwaben - Ux), Westbayern (Donauwald - GR) und Nordrhein-Westfalen (Bergisches Land - WuF, WuB). Die Versuchsflächen sind bei FUNKE (1983b, 1986) und ROTH (1986) kurz skizziert. Folgende Waldgesellschaften werden miteinander verglichen: Fichtenforste (U1, Ux, WuF), Sauerhumusbuchenwälder (B1a, WuB, U2 mit Vorherrschen von Eiche und Hasel), Kalkbuchenwälder (EF, GöW), Auenwälder (GR, AU, beide seit Jahren ohne Überschwemmungen).

In den Fichtenforsten U1 und Ux wurden verschiedene Subareale (s. FUNKE 1986) untersucht:

U1 - Normalfläche NF: unbehandelt
Feuchtfläche FF: in Sommerhalbjahren (seit 1979) künstlich beregnet bei Absinken der Saugspannung des Bodens auf unter -70 cm WS in 5 cm Bodentiefe (s. FUNKE et al. 1987)
Düngefläche DF: gekalkt (200 g/m² am 1.3.84) und gedüngt mit Kalkammonsalpeter (50 g/m² am 15.5.84).
Trockenfläche TF: mit Plastikfolie in 2 m Höhe bedeckt (ab Frühjahr 1984)
Ux - Normalfläche NF: unbehandelt
Düngefläche DF: gekalkt (ca. 200 g/m² am 27.12.1983).

Zur qualitativ-quantitativen Erfassung der epigäischen *Collembola* dienten (s. o.) Bodenphotoeklektoren (E) und Baumphotoeklektoren (BE). Die Bodenphotoeklektoren wurden in jedem Frühjahr neu aufgestellt. Angegeben werden die Mittelwerte der Jahresfänge (Ind./m²·Jahr). Die taxonomische Bearbeitung des gewonnenen Tiermaterials wurde i. d. R. an Fängen aus 3 - 5 E pro Fläche für 1 - 4 Jahre durchgeführt. Die Bearbeitung des Stammablaufs (aus BE) ist z. Z. nur für die Versuchsflächen B1a, WuB, WuF für je ein Jahr abgeschlossen.

3. Ergebnisse

3.1 Familien- und Arteninventare

In Mitteleuropa leben 300 - 400 Spezies (GISIN 1960, HÜTHER 1982). Auf den o. g. Versuchsflächen wurden mit E 10 Familien mit 54 Arten nachgewiesen (Tab. 1); mit BE waren es auf drei Versuchsflächen 9 Familien mit 25 Arten. Die meisten Spezies gehören (zumindest adult) dem Epedaphon an. Von diesen besiedeln viele vor allem bei hoher rel. Luftfeuchte Kraut-, Strauch- und Kronenschicht sowie die Stammregion; manche sind corticol.

Vergleicht man das Artenspektrum aus E mit dem aus Extraktionen von Bodenproben (nach MacFADYEN 1962, s. FUNKE 1986), so ergibt sich folgendes Bild: Auf der Versuchsfläche Fichtenforst U1 wurden insgesamt 31 Spezies erfaßt, alle durch Bodenprobenextraktionen, 27 über E, darunter selbst typisch euedaphische Arten (z. B. *O. armatus* etc.). Beim Vergleich mit Bodenfallenfängen ergibt sich: Auf der Versuchsfläche WuF wurden insgesamt 29 Spezies erfaßt, 18 über Barberfallen (8 nur hier, KAMPMANN 1977), 16 über E (4 nur hier), 14 über BE (1 nur hier).

Die meisten Arten wurden mit E in den Laubwäldern U2 und EF, die wenigsten bei Wuppertal (WuF, WuB) nachgewiesen (Tab. 2). Ebenfalls recht artenarm ist vor allem der Fichtenforst U1. Fünf Arten waren 'konstant', d. h. in jedem Jahr auf jeder Fläche präsent. Mit Baumphotoeklektoren wurden nach den bisher vorliegenden Auswertungen die meisten Arten im Solling (B1a) festgestellt. Gruppiert man die dominanten Arten nach ihrem Vorkommen, so

Tab. 1: Zahl der Arten nach Aktivitätsdichte-Untersuchungen
(E Boden-Photoeklektoren, BE Baum-Photoeklektoren)

	Fichtenforste		Sauerhumus-buchenwälder			Kalkbuchenwälder		Auenwälder	
VERSUCHSFLÄCHE	U1	WuF	WuB	B1a	U2	EF	GöW	Au	GR
ZAHL DER E/ JAHRE	3/4	6/1	6/1	5/2	3/2	3/2	3/1	3/1	3/1
ARTENZAHL E	25	16	18	22	34	33	27	25	31
ZAHL DER BE/JAHRE		1/1	1/1	2/1					
ARTENZAHL BE		14	12	17					

Tab. 2: Dominante Kennarten nach Aktivitätsdichte im Bodenphotoeklektor. Prozentuale Anteile am Gesamtfang.
* *Tomocerus flavescens* u. *T. longicornis* zusammengefaßt.

		FICHTEN-FORSTE		SAUERHUMUS-BUCHENWÄLDER			KALKBUCHEN-WÄLDER		AUEN-WÄLDER	
		U 1	WuF	WuB	B1a	U2	EF	GöW	Au	GR
	LEPIDOCYRTUS LIGNORUM	○	□	■	■	□	■	■	□	□
	ENTOMOBRYA NIVALIS	■	■	△	●	□	●	○	□	□
*	TOMOCERUS F.L.	●	●	●	●	□	●	○	●	○
	DICYRTOMINA ORNATA	●	●	○	●	●	○	○	●	○
	ENTOMOBRYA CORTICALIS	●	○	○	○	○	●	△	●	●
	VERTAGOPUS CINEREUS	●	○	○	●	●	●		○	●
	CERATOPHYSELLA DENTICULATA	●	●	●	△	●	●	○	●	
	ALLACMA FUSCA	●	●	●	○	●	●	●	●	
	PSEUDISOTOMA SENSIBILIS	●	△	●	●		●	●		
	ORCHESELLA FLAVESCENS	●			●	●	●	●	△	●
	SMINTHURINUS AUREUS	●			●	●	●	○		●
	ENTOMOBRYA MUSCORUM				●	△	○	●	○	△
	DEUTEROSMINTHURUS FLAVUS	●				○	△	□	△	○
	LEPIDOCYRTUS CYANEUS	●				●	●		●	□
	TOMOCERUS MINOR	○				●	●		○	●
	XENYLLA BREVISIMILIS	●					●		○	●
	DEUTEROSMINTHURUS BICINCTUS					●	●	△	●	○
	SMINTHURUS VIRIDIS						●	△		

● < 1%
○ 1-5 %
△ 5-10 %
□ 10-50%
■ > 50 %

ergibt sich folgendes Bild (s. Tab. 2): *L. lignorum* ist vor allem in Laubwäldern die häufigste Art und in Buchenwäldern mit Anteilen von > 50 % vertreten. *E. nivalis* dominiert mit Anteilen von i. d. R. > 90 % vor allem in Fichtenforsten, ist aber auch in Auenwäldern und im bodennassen Laubwald U2 sehr häufig. *C. denticulata* und *A. fusca* fehlen nur im Auwald GR, der bis vor wenigen Jahren noch gelegentlich Überschwemmungen ausgesetzt war. *P. sensibilis* fehlt in beiden Auenwäldern (GR, AU) sowie in Fläche U2. *S. viridis* kommt nach den vorliegenden Untersuchungen vorwiegend in Kalkbuchenwäldern (GöW, EF) vor. Andere Arten zeigen, beim Vergleich der 9 Flächen, ein regional begrenztes Vorkommen. Eine strenge Charakterisierung von Collembolenzönosen ist z. Z. noch nicht möglich. Die vorliegende Übersicht ist deshalb nur als Versuch einer ersten Kennzeichnung von Collembolen- und Waldgesellschaften zu werten (s. aber KAMPMANN 1987).

3.2 Aktivitätsdichte

Die Aktivitätsdichte variiert zwischen 1100 (WuF, 1978) und 33600 (U1, 1978) Individuen/m²·Jahr (Abb. 1). In Fichtenforsten dominiert *E. nivalis* (s. a. THIEDE 1977), in Buchenwäldern *L. lignorum* (s. o.). In Auenwäldern sind beide Arten annähernd gleich häufig. Dasselbe gilt in einzelnen Jahren auch für die Fichtenbestände. Auf beide Arten zusammen entfallen in allen Wäldern i. d. R. Anteile von > 80 % am Gesamtfang; 10 weitere Arten treten nur auf einzelnen Flächen mit Anteilen von > 5 % in Erscheinung (s. Tab. 2). Der Stammauflauf variiert (bei einem Stammdurchmesser von 20 - 40 cm in Brusthöhe) zwischen 2000 und fast 50000 Individuen (FUNKE 1979, 1983). In Fichtenforsten dominiert wieder *E. nivalis* (Abb. 2). Das gilt auch für die Versuchsflächen F1, F3 im Solling (THIEDE 1977) und U1 bei Ulm (FUNKE unpubl.). In Buchenwäldern traten mehrere Arten in unterschiedlichen Anteilen auf. Die am Boden dominierende Art *L. lignorum* ist am Stamm selten.

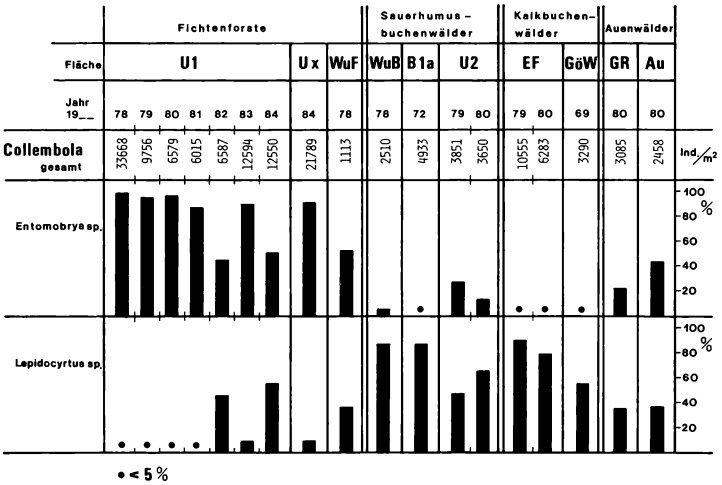


Abb. 1: Aktivitätsdichte epigäischer *Collembola* (Ind./m²·Jahr - Bodenphotoeklektor) in Fichtenforsten und Laubwäldern (s. Kap. 2 sowie prozentuale Anteile eudominanter Arten am Gesamtfang).

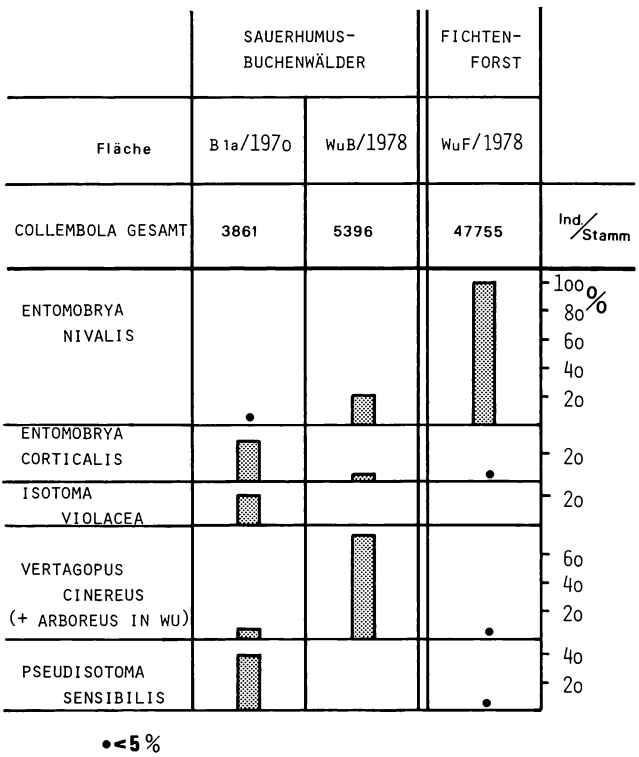


Abb. 2: Aktivitätsdichte epigäischer *Collembola* in bodensauren Wäldern (Ind./Stamm·Jahr - Baumphotoeklektor mit Fangvorrichtung in 2 m Höhe) und prozentuale Anteile dominanter Arten (bei > 5 % auf wenigstens einer Versuchsfläche).

3.3 Aktivitätsbiomasse

Die Aktivitätsbiomasse ist für Vergleiche zwischen verschiedenen Ökosystemen i. d. R. eine geeignetere Größe als die Aktivitätsdichte. Sie liefert wertvolle Grunddaten zur Abschätzung der produktionsbiologischen Bedeutung einzelner Arten bzw. Artengruppen.

Die Biomasse der 'Eklektorfauna' wird über Individuenzahlen und Trockengewichte sogenannter Durchschnittsindividuen gewonnen. Bei den epigäischen *Collembola* wurden diese Werte zumindest bei den dominanten Arten durch Berücksichtigung verschiedener Größenklassen bestimmt.

Auf der Versuchsfläche U1 betrug die Biomasse epigäischer *Collembola* im Mittel der Jahre 1978 - 1980 344 mg/m² (= ca. 18.9 kcal/ha·Jahr). Das entspricht ca. 25 % der gesamten Eklektor-Biomasse von 1346 mg/m².

In Laubwäldern war die Aktivitätsbiomasse der epigäischen *Collembola* im Mittel von drei Jahren wesentlich geringer. Sie betrug 33 - 132 mg/m² (FUNKE 1983). Im Jahr 1984 betrug die Aktivitätsbiomasse in U1 auf der Teilfläche NF ca. 480 mg Trockengewicht/m²; auf den übrigen Teilflächen lag sie wesentlich niedriger. Die Anteile der einzelnen Artengruppen unterscheiden sich, vor allem bei FF und DF, sehr wesentlich von NF (Abb. 3).

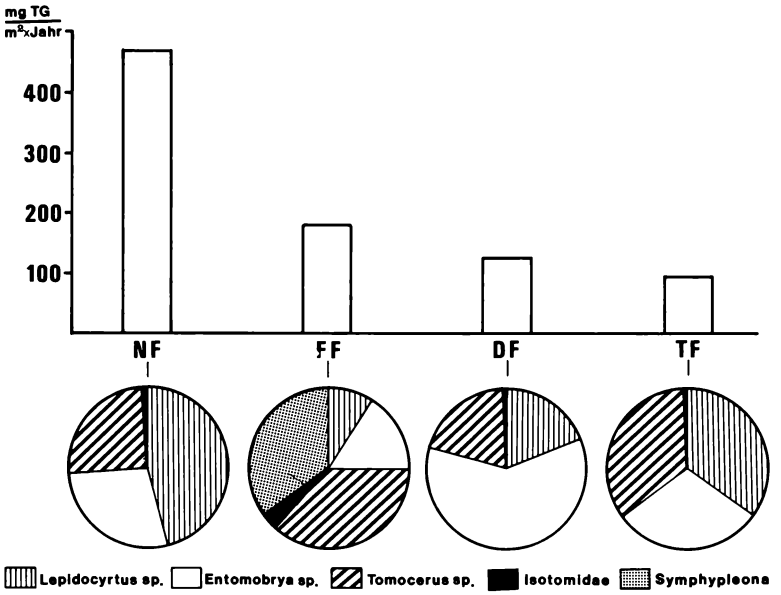


Abb. 3: Oben: Biomasse epigäischer *Collembola* auf verschiedenen Subarealen der Versuchsfläche U1 (mg TG/m² im Jahr 1984);
unten: Prozentuale Anteile der dominierenden Gruppen auf den Subarealen NF (Normalfläche), FF (Feuchtfläche), TF (Trockenfläche), DF (Düngefläche).
Nähere Erklärungen s. Kap. 2.

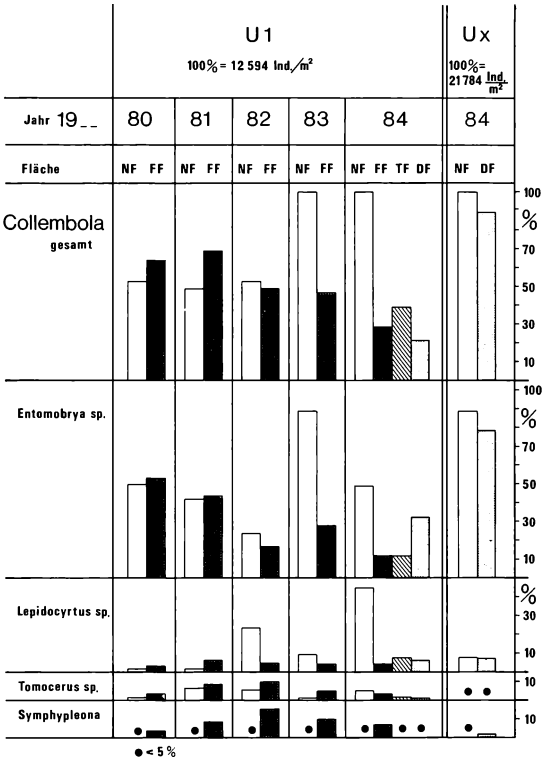


Abb. 4: Aktivitätsdichte in verschiedenen Subarealen der Fichtenbestände U1 und Ux (Ind./m² ·Jahr - Bodenphotoeklektor) und prozentuale Anteile der dominierenden Gruppen am Gesamtfang/Subareal und Jahr.

3.4 Aktivitätsdichte unter dem Einfluß von Veränderungen im Oberboden (Abb. 4)

3.41 Nässe und Trockenheit (Versuchsfläche U1)
Zusätzlich zum normalen Niederschlag durchgeführte künstliche Beregnungen (10 Teile aqua demin. und 1 Teil elektrolytarmes entkalktes Wasser) wirkten sich zunächst (1980, 1981) positiv auf die Aktivitätsdichte (in E) aus. Von 1982 an verstärkte sich der negative Einfluß. So betrug der Anteil der epigäischen *Collembola* im Vergleich zu den NF-Werten 1983 nur noch 47 % und 1984 nur noch 39 % (s. a. FUNKE et al. 1987). Ausschlaggebend für diesen Befund sind vor allem die Fluktuationen der Aktivitätsdichte bei den Populationen von *Entomobrya* sp. und *Lepidocyrtus* sp. (s. u.). Bei *Tomocerus* sp. ging die Aktivitätsdichte auf der Fläche FF im Vergleich zu NF erst 1984 zurück. Bei den *Symphypleona* wurden nur auf dem Areal FF > 800 Ind./m² erfaßt. Auf NF traten diese Tiere nur in sehr geringen Anteilen auf.

Wie lassen sich diese Befunde erklären? Die zusätzliche Beregnung dürfte zunächst günstige Lebensbedingungen geschaffen haben (hohe Boden- und Luftfeuchte, bessere Ernährungsbedingungen). Im Laufe der Jahre muß es zu einer zunehmenden Auswaschung des Oberbodens (gemäß Mitt. FVA Freiburg) und damit zu einer Verschlechterung von Bodenstruktur und Nahrungsangebot gekommen sein. *Entomobrya* sp. und *Lepidocyrtus* sp. reagierten sehr früh auf diese Veränderungen, *Tomocerus* sp. etwas verzögert. Bei den *Symphypleona* zeichnet sich z. Z. noch keine eindeutige Verschlechterung der Lebensbedingungen ab. Der Rückgang der Populationsdichte bei den *Collembola* könnte teilweise auch auf den Anstieg der Aktivitätsdichte bei Raubarthropoden der Bodenoberfläche FF in Zusammenhang gebracht

werden (besonders bei *Staphylinidae* bis 1983, bei *Araneae* 1984), der auf NF nicht in vergleichbarem Ausmaß zu beobachten war (FUNKE 1986). Daneben ist auch an eine Einflußnahme anderer Tiergruppen, z. B. der *Lumbricidae*, zu denken (FUNKE et al. 1987). Trockenheit bewirkte bei den *Collembola* ebenso wie bei allen anderen Arthropodengruppen einen starken Rückgang der Aktivitätsdichte.

3.42 Kalkung und Düngung (Versuchsfläche Ux, U1) (Abb. 4)
Unter dem Einfluß von Kalk- und Düngergaben stieg der pH(KCl)-Wert im A-Horizont von 3.2 auf 4.7 (U1) bzw. von 2.8 auf 3.6 (Ux).

Auf die epigäischen *Collembola* blieb die Kalkung im Gegensatz zu den edaphischen Arten (Ux) bis jetzt nahezu ohne Einfluß. Kalkung und zusätzliche Düngung mit Kalkammonsalpeter (U1) bewirkte bei allen *Collembola* ebenso wie bei mehreren anderen Tiergruppen (FUNKE 1986) einen deutlichen Rückgang von Abundanz und Aktivitätsdichte. Aus diesen Beobachtungen folgt, daß Düngemaßnahmen die Lebensgemeinschaft Wald u. U. tiefgreifend beeinträchtigen, was für das 'normale Funktionieren' des gesamten Ökosystems langfristig nicht ohne Folgen bleiben kann (FUNKE 1986; FUNKE, JANS 1986).

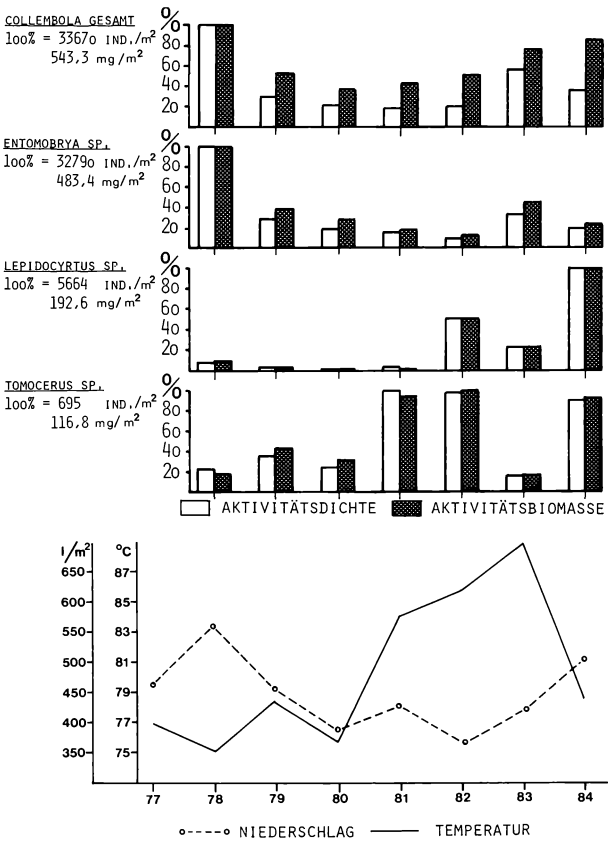


Abb. 5: Oben: Fluktuationen von Aktivitätsdichte (Ind./m²·Jahr) und Aktivitätsbiomasse (mg TG/m²·Jahr) auf der Versuchsfläche U1 (epigäische *Collembola* - gesamt und dominante Arten);
unten: Temperatursummen aus Monatsmittelwerten zwischen April und September 1977 - 1984; Niederschläge zwischen April und September 1977 - 1984
(horizontal: Temperatursummenmittelwerte und Niederschläge der Sommerhalbjahre 1977 - 1984).

3.5 Fluktuationen von Aktivitätsdichte und Aktivitätsbiomasse

Auf der Versuchsfläche U1 wurden zwischen 1978 und 1984 die Fluktuationen von Aktivitätsdichte und Aktivitätsbiomasse bestimmt (Abb. 5). Betrachtet man die Gesamtheit der *Collembola*, so wird deutlich, daß die Aktivitätsdichte 1979 stark abfällt, 1981 den niedrigsten Wert erreicht und bis 1984 wieder leicht ansteigt. Der Verlauf der Fluktuationen wird im wesentlichen von der extrem eudominanten Art *E. nivalis* (s. o.) bestimmt und in den Jahren 1981 bis 1984 nur geringfügig durch *L. lignorum* und *T. minor* modifiziert. Vom Rückgang der Populationsdichte sind bei *E. nivalis* vor allem die Jungtiere betroffen (Abb. 6). Bei den Adulti ist die Rezession weniger gravierend. Daraus folgt, daß die Aktivitätsbiomasse im Vergleich zur Aktivitätsdichte geringeren Fluktuationen unterworfen ist. Das Absinken von Aktivitätsdichte und Aktivitätsbiomasse ist in erster Linie witterungsbedingt (s. a. FUNKE et al. 1987). Von besonderer Bedeutung sind dabei vor allem die geringen Niederschlagsmengen zwischen 1980 und 1983 und die unterdurchschnittlichen Sommertemperaturen zwischen 1977 und 1980. Mit dem Ansteigen von Temperatur und Niederschlag nehmen Aktivitätsdichte und -biomasse wieder zu. Dabei verhalten sich die dominierenden Arten recht unterschiedlich. Dem Rückgang von Aktivitätsdichte und -biomasse bei *E. nivalis* geht ein Anstieg bei *L. lignorum* und *Tomocerus* sp. parallel. Innerhalb der witterungsbedingten Fluktuationen der Gesamtheit der *Collembola* werden unterschiedliche Ansprüche der einzelnen Arten an die Witterung und/oder interspezifische Beziehungen (Konkurrenz) deutlich.

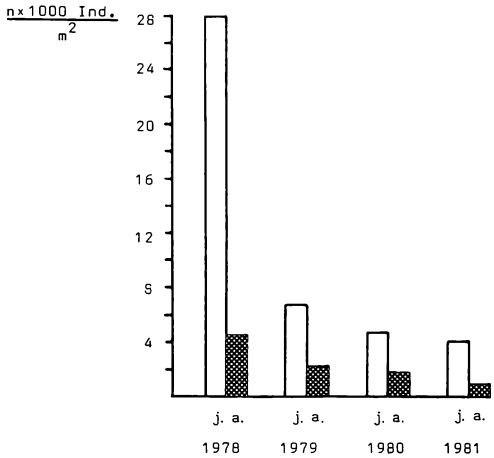


Abb. 6: Fluktuationen der Aktivitätsdichte von *Entomobrya nivalis* im Fichtenforst U1
(j. juvenil, a. adult).

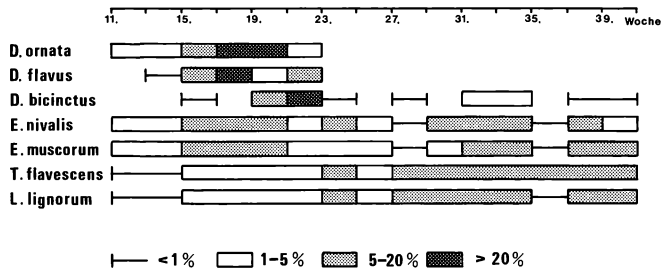


Abb. 7: Phänologie der Aktivitätsdichte epigäischer *Collembola* im Fichtenforst U1.
Prozentuale Anteile von Ind./m² in 2-Wochen-Intervallen.

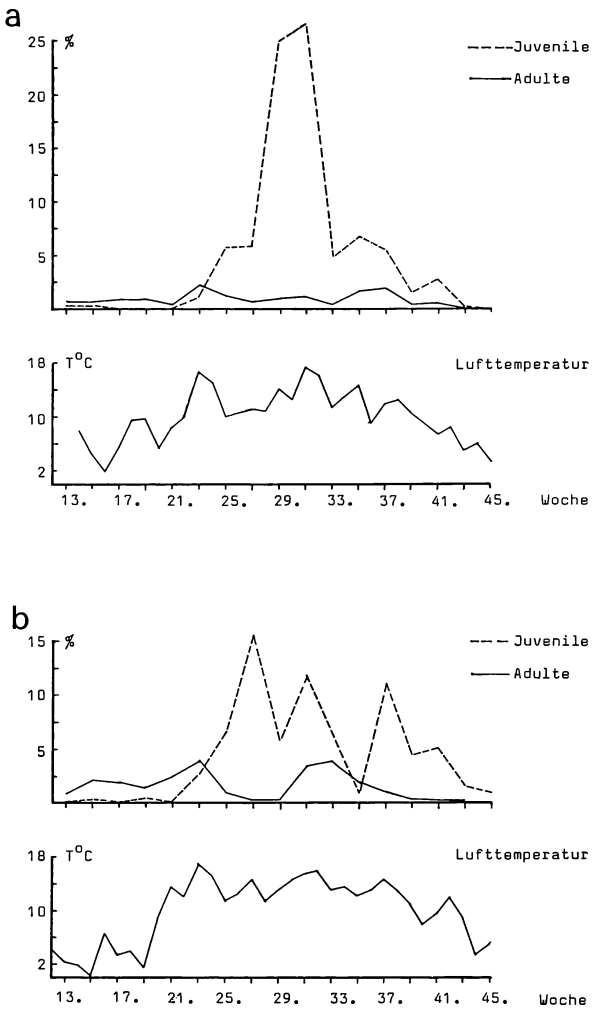


Abb. 8: Aktivitätsdynamik von *Entomobrya nivalis* (in U1) in den Jahren 1978 (a) und 1979 (b) sowie Wochenmittel Lufttemperatur (in 2 m).

3.6 Phänologie

Betrachtet man das jahreszeitliche Auftreten der *Collembola*, so ergibt sich folgendes Bild (Abb. 7): Die Aktivitätsperiode beginnt (nach E) unmittelbar nach der Schneeschmelze. Sie erreicht ihr Maximum bei den *Symphypleona* zwischen Ende April und Anfang Juni, bei den *Arthropleona* zwischen Juni und Anfang Oktober. Mit dem Absinken der Temperatur im Herbst klingt die Aktivität aus. An Stämmen sind manche Arten aber auch noch im Winter aktiv (z. B. *V. cinereus*). Alle Arten sind in die phänologische Abfolge von Klima- und Substratfaktoren eingepaßt; Witterungseinflüsse wirken modifizierend. *E. nivalis* z. B. durchläuft zwei Generationen im Jahr (Abb. 8). Die Adulti sind nach der Schneeschmelze häufiger als die Jungtiere. Sie erreichen ein 1. Maximum der Aktivitätsdichte zwischen der 15. und 24. Woche, ein zweites zwischen der 33. und 37. Woche. Die Jungtiere sind von der 24. und 25. Woche an häufiger. Bei ihnen lag das Maximum der Aktivitätsdichte 1978 zwischen der 29. und 31. Woche. 1979 lassen sich drei stark ausgeprägte Maxima unterscheiden. Das 3. Maximum dürfte vorwiegend von den Nachkommen der 2. Generation der Adulti gebildet worden sein (1978 nur schwach angedeutet).

Maxima und Minima der Aktivitätsdichte sind i. d. R. vor allem mit der Temperatur gut korreliert. Dabei ist *E. nivalis* besonders bei steigenden bzw. bei hohen Temperaturen und sinkender bzw. niedriger rel. Luftfeuchte aktiv, verhält sich also grundlegend anders als z. B. *A. fusca* und *O. flavescens* beim Stammauflauf (FUNKE 1983a).

Die vorliegenden Untersuchungen sind Bestandteil einer umfassenden Analyse von Waldökosystemen. Sie sollen die im Sollingprojekt an Collembola begonnenen Arbeiten ergänzen und darüber hinaus einen Beitrag für einen zoozönologischen Vergleich verschiedener Waldformationen liefern.

Für wertvolle Hilfen bei der Determination sei Herrn Dr. W. Hüther, Ruhr-Universität Bochum, herzlich gedankt.

Literatur

ELLENBERG H., MAYER R., SCHAUERMANN J., 1986: Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Stuttgart (Ulmer).

FUNKE W., 1971: Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. Ecol. Studies 2: 81 - 93.

FUNKE W., 1983a: Waldökosysteme in der Analyse von Struktur und Funktion - Untersuchungen an Arthropodenzönosen. Verh. Ges. Ökol. 10: 13 - 26.

FUNKE W., 1983b: Arthropodengesellschaften mitteleuropäischer Wälder. Verh. Ges. Ökol. 11: 111 - 129.

FUNKE W., 1986a: Indikation von Waldschäden durch Bodentiere. Querschnittsseminar "Bioindikation", Berlin (UBA): 45 - 55.

FUNKE W., 1986b: Tiergesellschaften im Ökosystem "Fichtenforst" (Protozoa, Metazoa-Invertebrata) - Indikatoren von Veränderungen in Waldökosystemen. KfK-PEF 9: 150 S.

FUNKE W., JANS W., 1986: Der Einfluß von Kalk- und Mineraldüngergaben und künstlicher Beregnung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. KfK-PEF (IMA-Querschnittsseminar "Restabilisierungsmaßnahmen-Düngung" 15./16. April 1986): 50 - 56.

FUNKE W., STUMPP J., ROTH-HOLZAPFEL M., 1987: Bodentiere als Indikatoren von Waldschäden. Verh. Ges. Ökol. 15: 309 -320.

GISIN H., 1960: Collembolenfauna Europas. Mus. d'Hist. Nat. Genf: 312 S.

HÜTHER W., 1982: Übersicht über die Collembolenfauna des Bausenberges. Decheniana Beih. 27: 87 - 99.

JOOSSE E.N.G., 1983: New developments in the ecology of Apterygota. Pedobiologia 25: 217 - 234.

KAMPMANN T., 1977: Erste Untersuchungsergebnisse über die Collembolenfauna im Burgholz. Jahresber. naturw. Ver. Wuppertal 30: 95 - 102.

Kampmann T., 1987: Untersuchungen an Collembolenzönosen in Wäldern der Bundesrepublik Deutschland. Diss. Univ. Ulm: 179 S.

KOLBE W., KAMPMANN T., SCHLEUTER M., 1984: Zur Collembolenfauna der Wälder im Staatswald Burgholz - Vergleich der Resultate zweier Fangjahre. Jahresber. naturw. Ver. Wuppertal 37: 69 - 75.

MacFADYEN A., 1962: Methods of investigation of productivity of invertebrates in terrestrial ecosystems. In: (Ed. PETRUSEWICZ K.): Secondary productivity of invertebrates in terrestrial ecosystems. Warszawa/Krakow (Pol. Ac. Sci.): 17 - 49.

ROTH M., 1986: Die Coleopteren im Ökosystem "Fichtenforst". I. Ökologische Untersuchungen. Zool. Beitr. N.F. 29: 227 - 294.

THIEDE U., 1977: Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb. Abt. Syst. 104: 137 - 202.

Adresse:

Dr. T. Kampmann
Prof. Dr. W. Funke
Abt. Ökologie und Morphologie der Tiere Univ.
Oberer Eselsberg

D-7900 Ulm

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Verteilung von ^{14}C-Natriumpentachlorphenol in einem geschlossenen Modellökosystem unter besonderer Berücksichtigung der Detritusnahrungskette

Horst Gruttke, Ulrike Kielhorn, Werner Kratz, Gerd Weigmann und Ajaz-ul Haque

S y n o p s i s

In the context of detailed studies on fate and effect of NaPCP in a ruderal ecosystem, the distribution of this chemical in a laboratory 'terrestrial microcosm' was investigated. NaPCP radiolabeled with Ring-U-^{14}C was introduced by drip-application into a model-ecosystem-chamber containing natural topsoil, litter and soilfauna *(Collembola, Isopoda, Carabidae, Lycosidae)*. After 3 weeks, nearly 50 % of the released radioactivity remained in the litter-fraction. The highest concentrations in soilfauna were found in saprophages with a maximum of in the average 2336 µg PCP/g dw. in *Collembola*. The isopods contained in the average 77 µg PCP/g dw. The bio-accumulationfactors fauna/soil resulting from these concentrations were 7 for *Isopoa* and 203 for *Collembola*. Predatory carabidbeetles and lycosidspiders showed lower contamination levels. An accumulation between saprophages and predators does not occur. Analysing the concentration of bound PCP-residues in isopods and carabids, no big differences could be found, even if the total concentration of PCP varied to a greater extent.
Only a small fraction (in the average 12 - 15 %) of PCP-residues was bound in body-tissues, the bigger part might be considered excretable.

Bioaccumulation, bound residues, foodchain, pentachlorophenol, predators, saprophages, terrestrial microcosm.

1. Einführung

Pentachlorphenol (PCP) und sein Natriumsalz (NaPCP) sind Pestizide mit einem weiten Anwendungsbereich. In der Bundesrepublik Deutschland wird PCP, meist in Mischungen mit Lindan, noch als Holzschutzmittel (außerhalb von Gebäuden) eingesetzt.

Im Rahmen eines BMFT-geförderten Forschungsprojekts zu Wirkung und Verbleib von NaPCP in einem Ruderalökosystem ließen sich die genauen Verteilungswege der Chemikalie nur in modellhaft reduzierten Systemansätzen verfolgen. Vergleichbare Studien mit geschlossenen Labor-Modell-Ökosystemen wurden schon häufig zur Untersuchung des Verbleibs und der Metabolisierung von Pestiziden verwendet (Metkalf et al. 1971, Cole et al. 1976, Schuphan 1977, Lu et al. 1978).

Oft entsprach die Zusammensetzung der Fauna jedoch kaum natürlichen Verhältnissen. Bei der vorliegenden Untersuchung wurde hingegen darauf geachtet, repräsentative Vertreter des Destruenten-Räuber-Komplexes eines herbstlichen Ruderalökosystems einzusetzen.

2. Methoden

Die Untersuchung erfolgte mit zwei Parallelansätzen geschlossener Glasapparaturen bei konstantem Luftdurchsatz und unter kontrollierten Temperaturbedingungen in einem Glasgewächshaus. Diese Gerätesysteme sind von der BBA entwickelt worden (Schuphan 1977, Abb. 1 nach Kloskowski et al. 1981). Jeder der Bodenbehälter wurde mit 4 kg lehmigem Sand (Ober- und Unterboden getrennt) aus einem Ruderalgelände in Berlin beschickt. Als Streukomponenten kamen hinzu: je 12 g *Solidago*-Blattstreu, 35 g *Solidago*-Sprosse (abgestorben) und 4 g *Tanacetum*-Blütenköpfe gefüllt mit Samen.

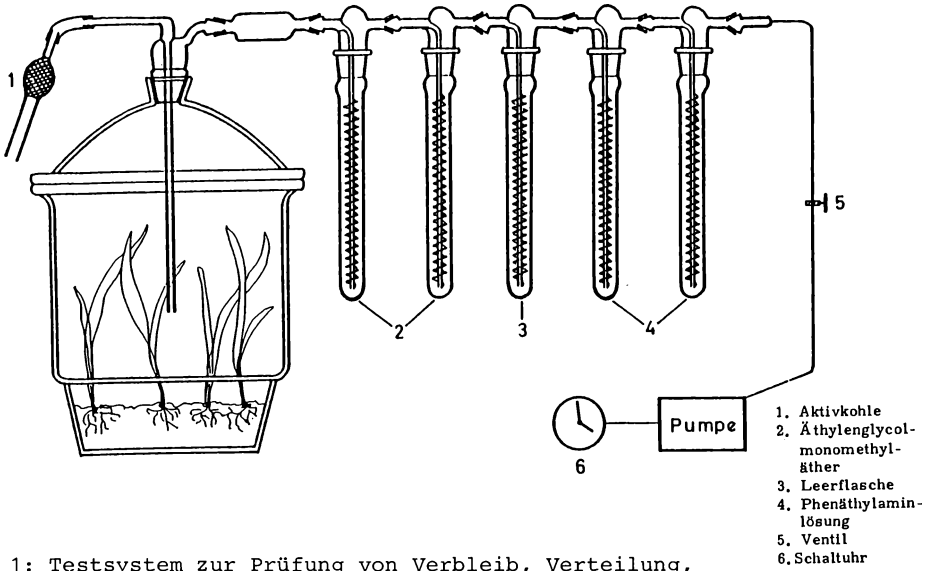


Abb. 1: Testsystem zur Prüfung von Verbleib, Verteilung, Umwandlung und Abbau ^{14}C-markierter Umweltchemikalien (nach KLOSKOWSKI et al. 1981)

Anschließend erfolgte in beiden Parallelen die Applikation durch Auftropfen von 1 mg U-^{14}C-PCP Na plus 19 mg PCP Na in 25 ml Wasser entsprechend einer in Freilandversuchen aufgewendeten Menge von 0.5 g PCP Na/m². Danach wurden 50 ml Wasser nachgespült und die Bodentiere eingesetzt (Tab. 1). Mit Ausnahme der Regenwürmer und Collembolen, die aus Laborzuchten stammten, waren alle Tiere auf einem Ruderalgelände im Spätherbst gefangen worden.

Der Abbruch des Versuchs erfolgte nach 21 Tagen Dauer. Boden, Streu und ein Teil der Tiere wurden anschließend homogenisiert und mit dem Gemisch Methanol/Wasser/5N Schwefelsäure im Verhältnis 85 : 10 : 3 sowie im Soxhlet-Apparat mit Methanol extrahiert. Ein Teil der Tiere sowie nicht-extrahierbare Rückstände wurden in einem Sample Oxidizer (Packard 306) verbrannt und dann ebenso wie die Extrakte in einem Flüssigkeitsscintillationszähler (Beckmann LS 7000) gemessen. Die Gesamtradioaktivität in jeder Probe wurde als äquivalent zum ^{14}C-PCP Na-Gehalt angesehen.

Tab. 1: Art und Anzahl der pro System eingesetzten Tiere

Regenwürmer:	5	*Allolobophora Caliginosa**
Collembolen:	3000	*Folsomia candida**
Asseln :	15	*Porcellio scaber*
Laufkäfer :	11	*Amara municipalis*
	5	*Amara fusca*
	4	*Amara eurynota*

12 Tage später kamen als ausschließliche Räuber hinzu:

Laufkäfer :	6	*Nebria brevicollis*
Wolfspinnen:	3	*Tarentula cuneata*
	3	*Tarentula pulverulenta*

*: Diese Arten stammten aus Laborzuchten; alle anderen Tiere wurden im Spätherbst auf einem Ruderalgelände gefangen.

Die Regenwurmgehalte fehlen in der Auswertung, da wegen Ausfall eines Kühlschranks diese Proben vernichtet wurden.

3. Ergebnisse

Von den eingebrachten Radioaktivitätsmengen wurden im System I 83.05 % und im System II 78.43 % wiedergefunden. Der Oberboden enthielt bei Abbruch des Versuchs durchschnittlich 26 % (I: 25.8 %, II: 26.5 %), die Streuauflage als Fraßmedium der Tiere fast die Hälfte (I: 49.4 %, II: 49.7 %) der eingesetzten PCP-Menge. Der Anteil in den Bodentieren betrug nur 0.127 %, was angesichts ihres geringen Gewichtsanteils verständlich ist. Ein Vergleich von PCP-Rückstandskonzentrationen in Boden, Streufraktion und Fauna ermöglicht, das Anreicherungsverhalten der Chemikalie durch die verschiedenen Systemkompartimente zu verfolgen (Tab. 2 und 3).

Die am höchsten belasteten Arthropoden gehören dem Destruentenkomplex an. Bei den Collembolen wurden durchschnittlich 2336 µg PCP/g TG nachgewiesen. Die Asseln *(Porcellio scaber)* enthielten durchschnittlich 76.7 µg/g TG (= ppm). Gegenüber der hoch kontaminierten Blattstreuauflage (durchschnittlich 594 ppm) ergeben sich daraus Bioakkumulations-

Tab. 2: PCP-Konzentrationen und Bioakkumulationsfaktoren im Kultursystem I
AKF: B-T : Bioakkumulationsfaktor Oberboden - Tiere
AKF: ST-T: Bioakkumulationsfaktor Solidagostreu (Blätter) - Tiere

	µg PCP/g TG	AKF: B-T	AKF: ST-T
Isopoda			
Porcellio scaber	74.4 ± *28.5*	4.8	0.12
Carabidae			
Nebria brevicollis	34.4 ± *20.5*	2.2	0.06
Amara eurynota	6.5 ± *1.9*	0.4	
Amara municipalis	8.3 ± *7.0*	0.5	
Amara fusca	3.9 ± *1.9*	0.3	
Amara fusca; tot	14.8		
Lycosidae			
Tarentula pulverul.	13.8	0.9	
Tarentula cuneata	31.8 ± *5.6*	2.1	
Collembola			
Folsomia candida	2171.4 ±*583.8*	141	3.6
Oberboden	15.4		
Solidago-Blattstreu	596.8		

Tab. 3: PCP-Konzentrationen und Bioakkumulationsfaktoren im Kultursystem II

	µg PCP/g TG	AKF: B-T	AKF: ST-T
Isopoda			
Porcellio scaber	80.9 ± *31.3*	8.6	0.14
Carabidae			
Nebria brevicollis	9.5 ± *6.5*	1.0	0.02
Amara eurynota	10.0 ± *5.5*	1.1	
Amara municipalis	10.8 ± *3.1*	1.2	
Amara municipalis; tot	12.4	1.3	
Amara fusca; tot	95.6 ± *59.3*	10.2	
Collembola			
Folsomia candida	2500.1 ± *100.8*	266	4.2
Asselkot	492.8	52.4	0.8
Oberboden	9.4		
Solidago-Blattstreu	590.4		

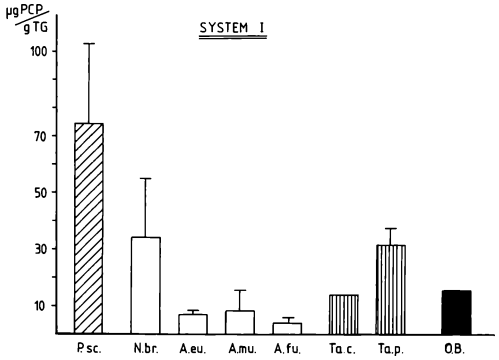


Abb. 2: PCP-Konzentration im Oberboden und in verschiedenen Makroarthropoden in Kultursystem I (Äquivalent der gemessenen Radioaktivität)

Legende: O.B. : Oberboden
P.sc.: *Porcellio scaber*
N.br.: *Nebria brevicollis*
Ta.c.: *Tarentula cuneata*
Ta.p.: *Tarentula pulverulenta*
A.eu.: *Amara eurynota*
A.mu.: *Amara municipalis*
A.fu.: *Amara fusca*
Bezug: Trockengewicht

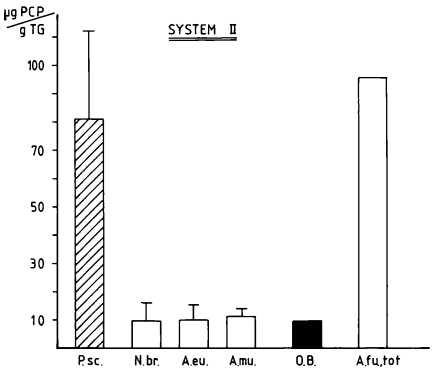


Abb. 3: PCP-Konzentration im Oberboden und in verschiedenen Makroarthropoden in Kultursystem II (Äquivalent der gemessenen Radioaktivität)

faktoren von durchschnittlich 34 für Collembolen und 0.13 für Asseln. Eine Anreicherung von der Streu zu den Tieren ist also nur für Collembolen festzustellen. In Relation zum Boden weisen jedoch beide genannten Tiergruppen eine erhebliche Akkumulation um den Faktor 203 (Coll.) bzw. 7 (Asseln) auf.

Die Raubarthropoden waren stattdessen vergleichsweise wenig belastet. Insbesondere bei den partiell samenfressenden *Amara*-Arten wurden einheitlich geringe PCP-Konzentrationen zwischen 3.9 und 10.9 µg PCP/g TG gemessen. Eine Ausnahme stellten jedoch die tot wiedergefundenen Exemplare von *Amara fusca* und *Amara municipalis* dar. Ihre Werte lagen deutlich höher und erreichten ein Maximum von 155 µg PCP/g TG. Die höchsten PCP-Konzentrationen innerhalb der Raubarthropoden wurden bei Wolfspinnen und dem Laufkäfer *Nebria brevicollis* nachgewiesen (Tab. 2). Bei *Nebria brevicollis* fällt zunächst die große Diskrepanz der Körpergehalte zwischen den beiden Parallelsystemen auf. Diese Laufkäferart frißt bevorzugt Collembolen (PENNEY 1966), nimmt jedoch auch andere Arthropoden als Beute an.

Es konnte beobachtet werden, daß die Käfer in System II alle eingesetzten Wolfspinnen verzehrten. In System I hingegen bevorzugten die Carabiden dieser Art die höher kontaminierten Collembolen, so daß sich vermutlich daraus ihre deutlich höheren Gehalte in System I ableiten lassen.

Einen weiteren Aspekt der Untersuchung bildete die Erfassung der gebundenen PCP-Rückstände in Boden, Streu und Tieren (Tab. 4).

Tab. 4: Konzentration und prozentualer Anteil gebundener PCP-Rückstände in verschiedenen Bestandteilen der geschlossenen Kultursysteme
Ges. Konz.: Gesamtkonzentration der PCP-Rückstände
% Geb. : Prozentualer Anteil der gebundenen Rückstände an der Gesamtkonzentration
Konz. GB : Konzentration der gebundenen PCP-Rückstände

	I Ges.Konz.	I % geb.	I Konz.GB	II Ges.Konz.	II % geb.	II Konz.GB
Oberboden	15.4	21.5	3.1	9.4	19.6	1.8
Solidago-Blattstreu	596.8	10.4	62.1	590.4	10.1	59.6
Solidago-Sprosse	310.2	3.7	11.5	297.6	3.8	11.6
Tanacetum-Köpfe	605.4	1.6	9.7	498.0	6.3	31.4
Asseln						
Porcellio scaber	62.7	12.9	8.9	75.6	11.2	8.5
Carabidae						
Nebria brevicol.	25.2	11.1	2.8	17.1	19.4	3.3

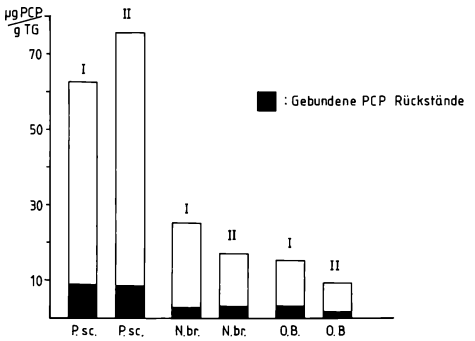


Abb. 4: Gesamtkonzentration und Konzentration gebundener PCP-Rückstände bei *Porcellio scaber*, *Nebria brevicollis* und im Oberboden (Äquivalent der gemessenen Radioaktivität)

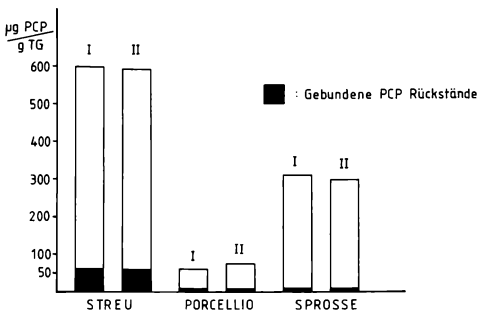


Abb. 5: Gesamtkonzentration und Konzentration gebundener PCP-Rückstände in *Solidago*-Blattstreu, *Solidago*-Sprossen und der Asselart *Porcellio scaber* (Äquivalent der gemessenen Radioaktivität)

Am stärksten wurde die Radioaktivität mit durchschnittlich 21 % der Gesamtkonzentration im Boden gebunden. Während die Blattstreu noch 10.2 % gebundener Rückstände aufwies, betrug dieser Anteil in den Sprossen nur durchschnittlich 3.8 % (Abb. 5). Trotz unterschiedlicher Gesamtkonzentration im Boden beider Parallelen, war der prozentuale Anteil gebundener Rückstände jeweils gleich (Abb. 4). Bei den Athropoden jedoch ergibt sich ein anderes Bild. Die Tiere mit geringer Gesamtkonzentration wiesen einen prozentual größeren Anteil gebundener Radioaktivität auf und umgekehrt. Die absolute nicht-extrahierbare Menge war hingegen fast gleich (Abb. 4).

Daraus läßt sich der Schluß ziehen, daß in Abhängigkeit von der PCP-Konzentration der vorher aufgenommenen Nahrung nur die gerade von den Tieren umgesetzte PCP-Menge verschieden ist, nicht jedoch die festgelegte Menge. Es ist zu erwarten, daß ein großer Teil der löslichen Rückstände von den Tieren wieder ausgeschieden wird. Für diese Interpretation spricht auch der sehr hohe PCP-Gehalt in abgesammeltem Asselkot (Tab. 3).

4. Diskussion

Der Versuch in geschlossenen Kultursystemen zeigt, daß die NaPCP-Applikation zu einer Belastung von Bodentieren führt. Der in Collembolen festgestellte Wert von durchschnittlich 2336 µg PCP/g TG muß als außerordentlich hoch eingeschätzt werden. Andererseits wird NaPCP auf Grund seiner polar-hydrophilen Eigenschaften von den meisten Arthropoden wieder sehr rasch ausgeschieden (Gruttke et al. 1986). Andere Untersuchungen mit geschlossenen Modellsystemen ergaben vergleichbare Resultate für die PCP-Verteilung in Nahrungsketten. Gile et al. (1982) imprägnierten Holzpfosten mit verschiedenen Holzschutzmitteln. Für PCP stellten sie eine höhere Konzentration in Destruenten (Asseln, Regenwürmer) als in Phytophagen (Heuschrecken) fest. Eine Akkumulation des PCP von Pflanzenfressern bzw. Destruenten zu deren Räubern ist bisher nicht nachgewiesen.

Inwieweit die gefundenen Ergebnisse auf Freilandbedingungen übertragbar sind, läßt sich nicht abschließend beantworten. Studien von Kloskowski et al. (1981) ergaben eine sehr viel schnellere Umwandlung des PCP im Freiland als im Labor. Weiterhin war im Freilandboden der Anteil gebundener PCP-Rückstände mit fast 90 % sehr viel größer als im Laborboden mit knapp 40 %. Da diese Laborversuche aber nur über 7 Tage, die Freilanduntersuchungen jedoch über eine Vegetationsperiode liefen, ist ein echter Vergleich der Daten nicht möglich. Auf Grund der schnellen Zersetzung des PCP durch Photoabbau (GÄB 1981; Wong, Crosby 1978) ist im Freiland dennoch eine geringere Belastung der Organismen zu erwarten.

Literatur

COLE L.K., METCALF R.L., SANDBORN J.R., 1976: Environmental fate of insecticides in terrestrial model ecosystems. Int. J. Environ. Studies 10: 7 - 14.

GÄB S., 1981: Abbau von organischen Chemikalien in adsorbierter Phase. GSF-Ber. Ö-599: 61 - 75.

GILE J.D., COLLINS J.C., GILLETT J.W., 1982: Fate and impact of wood preservatives in a terrestrial microcosm. J. Agric. Food Chem. 30: 295 - 301.

GRUTTKE H., KRATZ W., PAPENHAUSEN U., WEIGMANN G., HAQUE A., SCHUPHAN I., 1986: Transfer von 14-C-NaPCP in Modell-Nahrungsketten. Verh. Ges. Ökol. 14: 451 - 455.

KLOSKOWSKI R., SCHEUNERT J., KORTE F., 1981: Kurzzeit-Tests zur Verteilung und Umwandlung von Umweltchemikalien im System Pflanze-Boden und Vergleich der Ergebnisse mit Freilandversuchen. GSF-Ber. Ö-599: 161 - 171.

LU P.Y., METCALF R.L., COLE L.K., 1978: The environmental fate of 14C-Pentachlorophenol in laboratory model ecosystems. In: (Ed. RAO K.R.): Pentachlorophenol. Environ. Sci. Res. 12: 53 - 63.

METCALF R.L., SANGHA G.K., KAPOOR J.P., 1971: Model ecosystem for the evaluation of pesticide biodegradability and ecological magnification. Environ. Sci. Tech. 5: 709 - 712.

PENNEY M.M., 1966: Studies on certain aspects of the ecology of Nebria brevicollis (F.) (Coleoptera, Carabidae). J. Anim. Ecol. 35: 505 - 512.

SCHUPHAN I., 1977: Zum Metabolismus von Phenylharnstoff Herbiziden, VI. Geschlossene Kultursysteme für die Bilanzierung radioaktiv markierter Pestizide nach Anwendung bei Kulturpflanzen. Chemosphere 6: 5 - 10.

WONG A.S., CROSBY D.G., 1978: Photolysis of Pentachlorophenol in water. In: (Ed. RAO K.R.): Pentachlorophenol. New York. Environ. Sci. Res. 12: 19 - 26.

Adresse:

Dipl.-Biol. H. Gruttke
Dipl.-Biol. U. Kielhorn (geb. Papenhausen)
Dr. W. Kratz
Prof. Dr. G. Weigmann
Inst. f. Tierphysiologie u.
Angewandte Zoologie FU
Grunewaldstr. 34 a

D-1000 Berlin 41

Dr. A. Haque
Fachgruppe für
Pflanzenschutzmittelforschung
Biologische Bundesanstalt
f. Land- und Forstwirtschaft
Königin-Luise-Str. 19

D-1000 Berlin 33

Untersuchungen zum Vorkommen von Phycomyceten in unterschiedlich belasteten Biotopen des Ederstauseesystems

Hans-Otto Schwantes und Harald Holfeld

S u m m e r y

At three places of examination, characterized by various qualities of water from the Lake Edersee, 36 different taxa of Oomycetes, Hyphochytridiomycetes and Chytridiomycetes were demonstrated by axenic cultures. The individual taxa showed a different distribution respecting the various places of examination just as a typical periodicity over the year. Thereby it concerns only species of neutral to low alkaline pH of water. It was possible to determine the density of fungi by using pollen-grain of pines from 40 to 200 unities infectious of Chytridiomycetes and Oomycetes in one litre of water examined.

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

SCHWANTES H.O., HOLFELD H., 1985: Untersuchungen zum Vorkommen von Phycomyceten in unterschiedlich belasteten Biotopen des Ederseesystems. Forum Städte-Hygiene 36: 121 - 123.

Adresse:

Prof. Dr. H.O. Schwantes
Dipl.-Biol. H. Holfeld
Institut für Pflanzenökologie Univ.
Heinrich-Buff-Ring 38

D-6300 Gießen

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Verteilung von Widderchen-Populationen *(Procris statices* L., *Zygaena filipendulae* L., *Zygaena meliloti* Esp.*)* in einem Lebensraummosaik

Jochen Lüttmann

S y n o p s i s

Zygaena-populations *(Procris statices* L., *Zygaena filipendulae* L., *Zygaena meliloti* Esp.*)* were studied in fallow areas of former *Alchemillo-Arrhenatheretum*-meadows in Middle-west-Germany (Hunsrück, Rhineland-Palatinate). The microdistribution of the adults is highly determined by the distribution of the main nectar sources and by variations in local climate. Dispersal rates and actual mean flight distances indicate restricted mobility for *P. statices* and *Z. meliloti*, whereas *Z. filipendulae* is found to be more mobile.

Dispersal rate, home range, Lepidoptera, microdistribution, Zygaenidae.

1. Einführung

Zur Dispersion von Faltern in einem Lebensraummosaik liegen erst wenige Arbeiten vor trotz unmittelbarer Relevanz für den Naturschutz. Viele Arten beschränken ihre Aktivität auf relativ eng begrenzte Areale (DOUWES 1975, STEFFNY et al. 1984). Wichtige Faktoren sind die Verteilung der Nahrungsressourcen (DOUWES 1975), der Eiablagepflanzen (SHARP et al. 1974) sowie der Grad der Isolation der Teillebensräume, deren Verteilung und Struktur (SMOLIS 1984).

Angeregt durch oben genannte Arbeiten wurden im Rahmen landschaftsplanerischer Grundlagenerhebungen (Harfst unpubl.) Untersuchungen zur Verteilung von Lepidopteren-Populationen durchgeführt. Zu folgenden Problemstellungen sollen hier erste Ergebnisse mitgeteilt werden: I) Wie verteilen sich Zygaeniden-Populationen/-Individuen auf den Probeflächen? II) Wie groß ist ihr Aktionsraum? III) Welche Faktoren bestimmen wesentlich die Dispersion?

2. Material und Methode

Die untersuchten Magerwiesen liegen im Gebiet der Gemeinde Sohrschied, Rhein-Hunsrück-Kreis; naturräumlich im Übergangsbereich von der Simmerner Mulde zur Hunsrück-Hochfläche bei ca. 400 m ü. d. M.

Probeflächen:

- Gla: Brachestadium der trockenen Bergglatthaferwiese, 0.83 ha.
- Glb: Stark verbuschtes Brachestadium der Bergglatthaferwiese; ca. 20 % Verbuschung mit Besenginster und Fichte (Anflug), 0.35 ha.
- G2 : Trockene Bergglatthaferwiese *(Alchemillo-Arrhenatheretum)*, 1-schürig, 0.38 ha.
- H1 : Schafschwingel-Flügelginsterheide *(Festuco-Genistelletum*, Facies von *Avenella flexuosa)*, Sukzession zu *Epilobion*-Gesellschaft mit *Arrhenatherum elatius*, ca. 1 ha.
- H2 : Vegetation wie H1, ca. 1.2 ha, ca. 3 km von der nächstgelegenen Fläche G2 entfernt.

Alle Probeflächen stellen durch unterschiedlich ausgedehnte Waldbestände bzw. Gebüsche begrenzte Lebensrauminseln dar (Abb. 1).

Zygaena filigendulae und *Z. melitoti* wurden mittels eines Punktcode orts- und datumspezifisch mit Lackfaserschreibern auf die chitinisierten Vorderflügeldecken markiert; *P. statices* wurde individuell mit einer Nummer markiert. Die Aktivitätsdichte der Falter wurde durch Transektkartierung (THOMAS 1983) und Fang-Markierung-Wiederfang (Bayley's-triple-catch, nach BEGON 1979) ermittelt. Parallel zu den Markierungen wurden die Vegetationsverhältnisse (Art und Anzahl der Hauptblütenbildner, Verteilung der Blütenköpfchendichte auf der Fläche) und das Kleinklima der Flächen (Thermograph in 1 m Höhe, Schätzung der Windgeschwindigkeit nach Beaufort) dokumentiert.

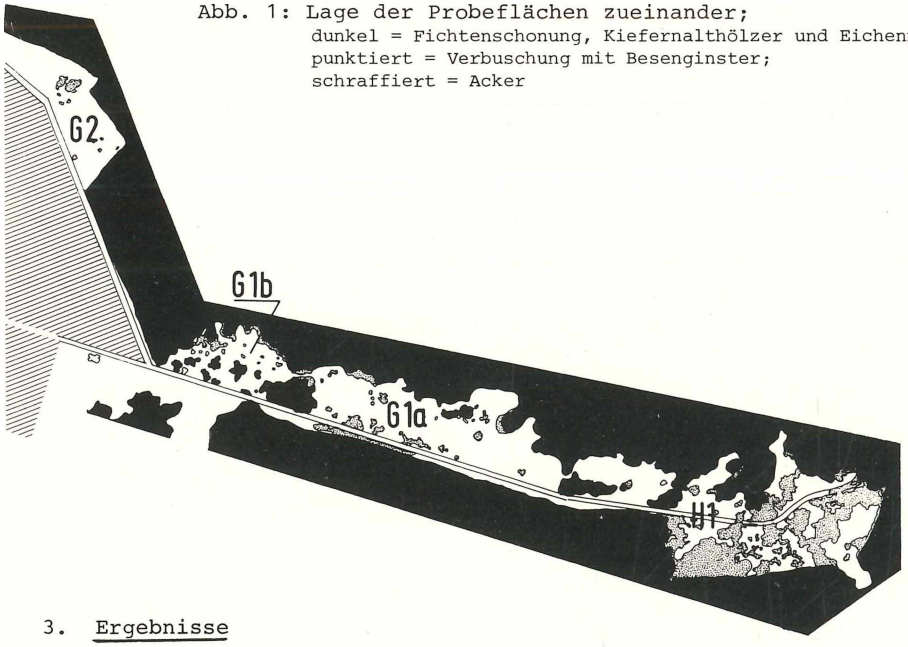


Abb. 1: Lage der Probeflächen zueinander;
dunkel = Fichtenschonung, Kiefernalthölzer und Eichenmittelwald;
punktiert = Verbuschung mit Besenginster;
schraffiert = Acker

3. Ergebnisse

3.1 Abundanzdynamik

Aktivitätsperioden und Aktivitätsmaxima der Widderchenarten auf G1 sind gegeneinander deutlich verschoben (Abb. 2). *Z. filipendulae* fliegt in geringerer Individuendichte, jedoch über einen längeren Zeitraum (40 Tage) konstant im Biotop. *P. statices* und *Z. meliloti* erscheinen über relativ kurze Zeiträume mit hohen Aktivitätsdichten.

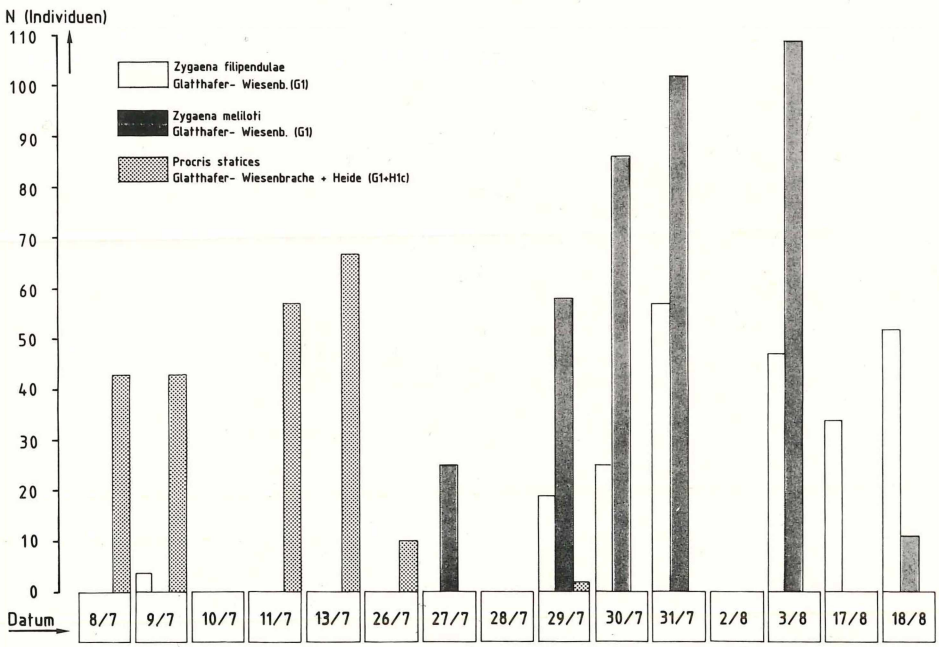


Abb. 2: Entwicklung der Aktivitätsdichten der Widderchen auf G1.

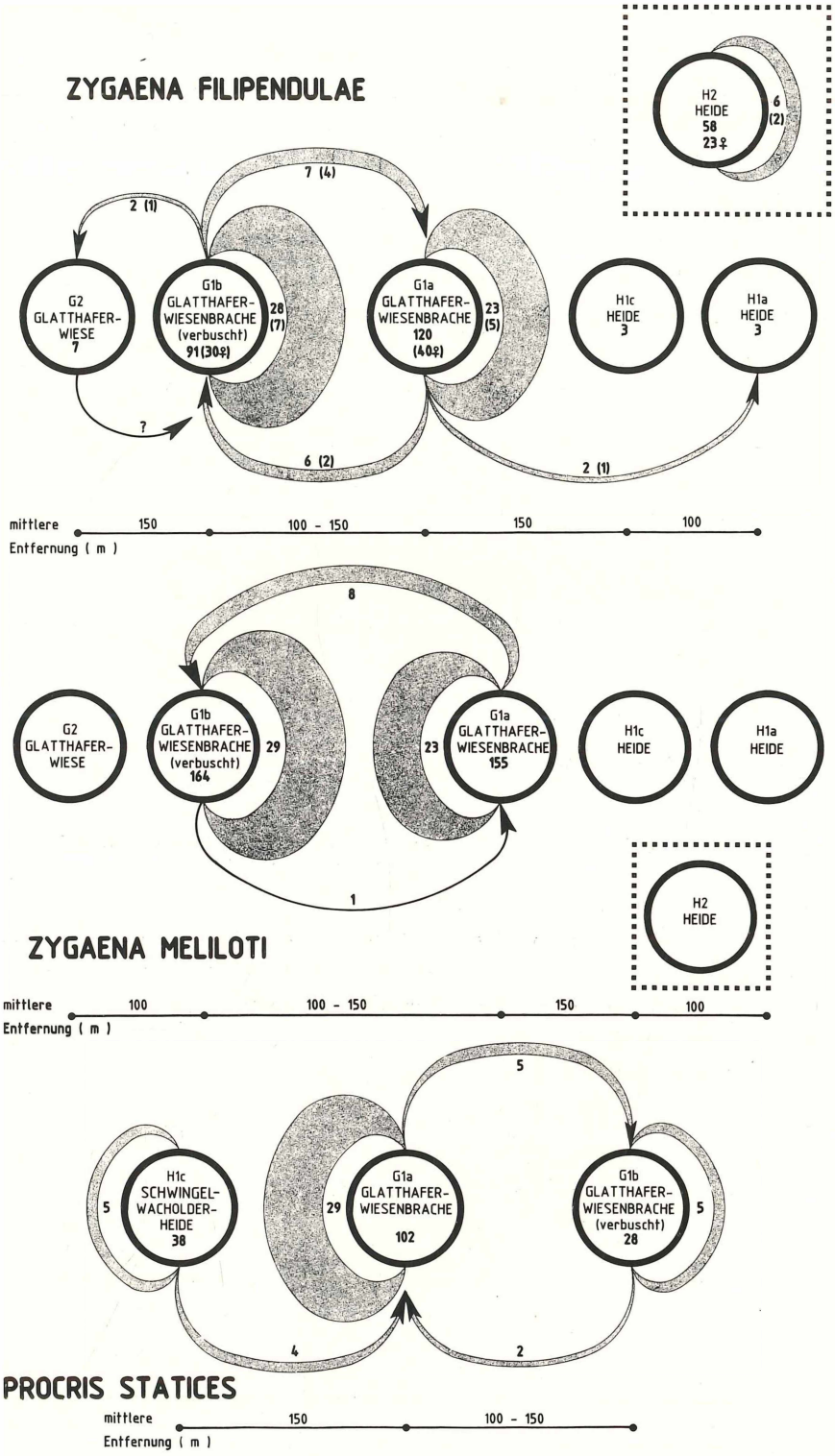


Abb. 3 a-c: Ortstreue und Aktionsraum der Widderchen

3.2 Ortstreue und Aktionsraum

Aktionsräume und Biotopwechsel der Falterindividuen werden in Abb. 3 a-c gezeigt. Die die Probeflächen (Kreise) verbindenden Kurven stellen das Ziel und den Umfang von Migrationen markierter Falter dar. Zwischen den Untersuchungsterminen stattfindende Ortswechsel sind nicht erfaßbar. Wiederfangraten und Anteil der Flächenwechsler sind art- und biotopspezifisch (Tab. 1); bei *Z. meliloti* ist die Zahl der Wiederfänge wie die Zahl der Flächenwechsler im Verhältnis zur Gesamtzahl markierter Individuen sehr gering. Der Individuenaustausch zwischen den Wiesenbrachen G1a und G1b ist größer als mit dem blütenärmeren Heidebiotop H1. Die Zahl der von G1a in die stark verbuschte Brache G1b wechselnden Individuen ist größer als die Migration in umgekehrter Richtung. Die Flächentreue der Individuen auf G1b ist relativ größer *(Z. filipendulae* 31 % bzw. 19 %).

Tab. 1: Zusammenfassung der Fang - Markierungs - Wiederfangergebnisse

	Anzahl markierter Individuen			Wiederfänge				Flächenwechsler			
	Σ	♂	♀	Σ	%	♂	♀	Σ	%	♂	♀
Procris statices	168	77	91	51	30	19	17	11	22	4	4
Zygaena filipendulae	283	186	96	74	26	52	22	17	22	9	8
Zygaena meliloti	324	169	155	61	19	41	20	9	14	7	2
Zygaena filipendulae in H2	58	35	23	6	-	4	2	-	-	-	-

Die Mobilität der Mehrzahl der beobachteten Individuen aller drei Arten ist gering (Tab. 2). Die maximal von *P. statices* und *Z. meliloti* zurückgelegte Distanz ist nicht größer als 100 - 150 m. Die von *Z. filipendulae* maximal überflogene Distanz ist 200 - 250 m Luftlinie; der Aktionsraum einzelner *Z. filipendulae* schließt die Biotope G2 und H1 trotz dazwischen liegenden Barrieren (Fichtenschonung, Kiefernaltholz) mit ein. Biotopwechsel wurden nur aus individuenstarken Teilpopulationen festgestellt.

Tab. 2: Häufigkeitsverteilung der bei den Widderchen *(Zygaena* sp.*)* festgestellten Aktionsradien

Distanz zwischen Fang- und Wiederfangort	100 m	100 - 150 m	150 - 200 m	200 m
Individuenzahl *(Zygaena* sp.*)*	143	28	4	4

Die *Z. filipendulae*-Population auf der Fläche H2 ist über mehrere Kilometer von den übrigen isoliert. Die Wiederfangrate ist mit 10 % niedriger als in den übrigen Probeflächen. Immigration aus dem Umfeld des Biotops wurde nicht festgestellt. Wie Tab. 3 zeigt, besteht zwischen der Individuenaktivitätsdichte der Zygaeniden auf den Teilflächen, dem jeweils herrschenden Blütenangebot und den lokalklimatischen Verhältnissen ein recht deutlicher Zusammenhang: die Individuen verteilen sich auf den Bergglatthaferwiesen entsprechend den jeweils größeren Blütenköpfchendichten, wobei vor allem *Knautia arvensis* als Nektarquelle, Rendezvous- und Schlafplatz bedeutsam ist. Starker Windeinfluß, der auf den unterschiedlich exponierten Teilflächen die Temperaturminima und -maxima modifiziert, führt zu einer gewissen Konzentration der Individuen in dem relativ wärmeren, windstilleren Teillebensraum G1b.

Tab. 3: Abhängigkeitsmaß (r) der Individuenaktivitätsdichte der Zygaeniden von Blütenangebot und Probeflächenklima

	Individuen-Aktivitätsdichte
Blütenangebot (Blütenköpfchen / 1 Hektar)	
- *Dipsacaceae*	0.7914^{+} (n = 8)
- *Dipsacaceae + Asteroidae*	0.8137^{+} (n = 8)
Temperatur	
- Minima der Tagestemperatur vor der Stichprobe	0.6758^{+} (n = 12)
- Maxima der Tagestemperatur vor der Stichprobe	0.572^{++} (n = 12)
Wind	
- Maxima zwischen zwei Fang-Wiederfang-Aktionen	-0.7636^{++} (n = 6)
- Mittelwerte zwischen zwei Fang-Wiederfang-Aktionen	n. s.

($^{+}$ Signifikanzniveau 95 %;
$^{++}$ Signifikanzniveau 90 %;
n.s. nicht signifikant)

4. Diskussion

Die zeitliche Differenzierung der Aktivitätsperioden bzw. maxima ist wenigstens teilweise mit der Nahrungskonkurrenz der Imagines um die Nektarpflanzen (MALICKY 1970) erklärbar. Dies mag dazu führen, daß kleinere Areale mit geringerem Nektarpflanzenangebot nur von einer Art, im Untersuchungsgebiet stets *Z. filipendulae*, besiedelt werden. Die Wiederfangraten (um 30 %) sind typisch für relativ ortstreue Arten (STEFFNY 1982). *Z. meliloti* und *P. statices* führen im Untersuchungsgebiet nur kleinräumige Habitatwechsel durch. In erster Näherung kann der Aktionsraum einer *P. statices*- bzw. *Z. meliloti*-Population unter den im Untersuchungsgebiet herrschenden Bedingungen mit 1.3 - 1.8 Hektar, der einer *Z. filipendulae*-Population mit 3.2 - 5.0 Hektar angesetzt werden.

Unter anderen Bedingungen führten Zygaeniden innerhalb eines 28 ha großen Trockenhanges weite Flüge ($\leq$ 1 km) durch, bei denen auch ausgedehnte Gebüsche kein Hindernis bildeten (SMOLIS 1984, GERKEN 1985). Die die Mobilität und den Aktionsraum bestimmenden Faktoren sind Gegenstand weiterer Untersuchungen. Bis zum Erreichen eines besseren Kenntnisstandes muß vorerst zumindest von einer zeitweisen Ortsbindung vieler Schmetterlingsarten ausgegangen werden (DOUWES 1975, STEFFNY 1982, SMOLIS 1984). Voraussetzung für das Überleben dieser Arten im Wirtschaftsgrünland ist demnach eine hohe Dichte ungenutzter oder extensiv genutzter, blütenreicher Parzellen in Form von Brachen oder Acker- und Wiesenrainen.

Literatur

BEGON M., 1979: Investigating animal abundance. London (Edward Arnold): 97 p.

DOUWES P., 1975: Distribution of a population of the butterfly Heodes virgaureae. Oikos 26: 332 - 340.

GERKEN B., 1985: Aus dem Lehrgebiet für Tierökologie im Studiengang Landespflege der Univ. GHS Paderborn, Abt. Höxter. Egge-Weser. Veröff. des Naturk. Ver. Egge-Weser Höxter 1: 2 - 7.

MALICKY H., 1970: Die intragenerische Differenzierung der jahreszeitlichen Imaginalaktivitätsperioden von Lepidopteren und ihre Deutung als Konkurrenzeffekt. Z. angew. Ent. 65: 105 - 116.

SHARP M.A., PARKS D.R., EHRLICH P.R., 1974: Plant resources and butterfly habitat selection. Ecology 55: 870 - 875.

SMOLIS M., 1984: Faunistisch-ökologische Untersuchungen an tagfliegenden Schmetterlingen unter bes. Berücksichtigung der Widderchen (Zyg., Lep.) im geplanten NSG Räuschenberg bei Brenkhausen (Kr. Höxter). Dipl.-Arb. Univ. GHS Paderborn Abt. Höxter: 114 S.

STEFFNY H., 1982: Biotopansprüche, Biotopbindung und Populationsstudien an tagfliegenden Schmetterlingen am Schönberg bei Freiburg. Dipl.-Arb. Inst. Biologie I, Univ. Freiburg: 174 S.

STEFFNY H., KRATOCHWIL A., WOLF A., 1984: Zur Bedeutung verschiedener Rasengesellschaften für Schmetterlinge (Rhopalocera, Hesperidae, Zygaenidae) und Hummeln (Apidae, Bombus) im NSG Taubergießen (Oberrheinebene). Natur Landschaft 59: 435 - 443.

THOMAS J.A., 1983: A quick method for estimating butterfly numbers during surveys. Biol. Conservation 27: 195 - 221.

Adresse:

Dipl.-Ing. Jochen Lüttmann
Lärchenweg 14

D-5501 Gusterath

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Modifikationen im Wasserhaushalt von drei *Rana*-Arten *(Amphibia: Anura)* als Anpassungen an ihre spezifischen Habitate

Ulrich Sinsch

S y n o p s i s

The influence of environmental water potentials on the water balance of *R. temporaria*, *R. lessonae* and *R. ridibunda* was studied in field and laboratory. In experimental environments the frogs preferred ambient water potentials which were similar to those of their habitats. Exposure to an arid environment (24 h) caused a similar decrease of the hydration state in all species, whereas exposure to tap water influenced solely the hydration state of the terrestrial *R. temporaria*. The physiological control of the water exchange rates in fully hydrated frogs was limited to the renal urine production and the water resorption from the urinary bladder. However, the rates of water uptake and cutaneous evaporative water loss depended merely on the environmental conditions. Adaptations to terrestrialism included storing of large urine quantities in the bladder. All frogs were capable of regaining water from the urinary bladder by resorption, but the resorption rates were greater in the terrestrial species. Additional water-conserving behaviour minimized evaporative water loss in *R. temporaria*.

Hydration state, Rana, resorption, urinary bladder, water balance, water exchange rates.

1. Einführung

Die physiologische Leistungsfähigkeit von Amphibien, wie z. B. die Sprungdistanz bei Fröschen (BEUCHAT et al. 1984) und die Osmo- und Ionenregulation der Körperflüssigkeiten (Übersichten bei: MAETZ 1974, ALVARADO 1979) hängt unter anderem auch von ihrem Hydratationsgrad ab. Den Hydratationsgrad beeinflussen sowohl der Wasseraustausch zwischen Tier und Umgebung als auch die wasserkonservierenden Maßnahmen im Tier selbst (Abb. 1). Die Abstimmung der Einzelfaktoren des Wasserhaushaltes auf die spezifischen Habitatgegebenheiten sind allerdings kaum bekannt.

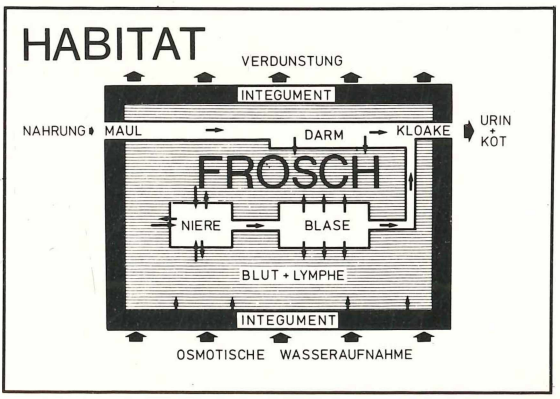


Abb. 1: Schema des Wasseraustausches zwischen einem Frosch und seiner Umgebung.
Nur die für den Wasserhaushalt relevanten Organe wurden im Schema berücksichtigt.

In der vorliegenden Arbeit wird dieser ökologische Aspekt an drei mitteleuropäischen *Rana*-Arten untersucht, die sich in Habitatpräferenz und diurnaler Aktivitätsverteilung unterscheiden: *R. temporaria*, eine terrestrische und nachtaktive Art; *R. lessonae*, ein heliothermer Uferfrosch; *R. ridibunda*, eine tagaktive Wasserfroschart (SAVAGE 1961, BERGER 1982, SINSCH 1984). Der Wasserhaushalt dieser Frösche ist je nach Habitatpräferenz unterschiedlichen Einflüssen ausgesetzt. In einem terrestrischen Biotop sind Wassersättigungsdefizite im Boden und in der Luft häufig, in einem aquatischen Lebensraum ist der kontinuierliche Wassereinstrom aus der hypoosmotischen Umgebung problematisch. In verschiedenen experimentellen Ansätzen wurde daher der Wasserhaushalt dieser Arten auf Modifikationen untersucht, die im Zusammenhang mit den Eigenschaften der jeweiligen Habitate stehen könnten.

2. Material und Methoden

Im Freiland wurden der Hydratationsgrad und die Blasenfüllung von *R. temporaria*, *R. lessonae* und *R. ridibunda* bei Regen und nach einwöchiger Trockenheit untersucht. Dazu wurde direkt nach dem Fang das Körpergewicht mit und ohne Blaseninhalt gemessen und nach dreitägiger Hälterung auf wassergesättigter Erde das Standardgewicht (STW, s. RUIBAL 1962) jedes Individuums ermittelt. Das Verhältnis zwischen dem im Freiland gemessenen Körpergewicht und dem Standardgewicht repräsentiert den Hydratationsgrad. Diese Untersuchungen wurden teils im nördlichen Rheinland, teils im bayerischen Alpenvorland durchgeführt.

Im Labor wurden die Frösche zur Eingewöhnung und später zwischen den Versuchen in Aquarien mit bepflanztem Wasser- und Landteil gehalten und regelmäßig mit *Tenebrio*-Larven gefüttert. Die Temperatur- und Lichtzyklen entsprachen denjenigen im Freiland und variierten saisonal. Drei Tage vor Versuchsbeginn wurden die Tiere nicht mehr gefüttert, um Kotabgabe während des Versuches zu vermeiden. Futteraufnahme und Kotabgabe sind für den Wasserhaushalt von untergeordneter Bedeutung, wenn Wasseraufnahme durch die Haut aus der Umgebung möglich ist (SHOEMAKER, McCLANAHAN 1975). Alle Versuche fanden in einer Klimakammer mit LD 12:12 und bei 20 °C statt. Der statistische Vergleich von Mittelwerten erfolgte mittels des Wilcoxon-Mann-Whitney U-Tests.

In der ersten Versuchsreihe wurde der Einfluß des Wasserpotentials (Einheit bar, s. TRACY 1976) der Umgebung auf den Hydratationsgrad und die Blasenfüllung der Frösche getestet. Beide Parameter wurden nach 24stündigem Aufenthalt von je 10 Fröschen in Aquarien (100 x 30 x 45 cm) mit (A) 4 cm hohem Leitungswasser (- 0.3 bar), (B) 4 cm hoher trockener Erde (< - 7.0 bar) und (C) bepflanztem Wasser- und Landteil (- 0.3 bis -5.4 bar) gemessen.

In einer zweiten Versuchsreihe wurde der Einfluß des Wasserpotentials auf die Wasseraufnahmerate, die renale Urinproduktion und die Wasserresorption aus der Blase bestimmt. Dazu wurde Einzeltieren in kleinen Plastikboxen (8 x 8 x 5 cm) Leitungswasser, feuchte Erde (5 - 30 % Wassergehalt bzw. - 2.1 bis - 5.5 bar) oder trockene Erde angeboten. Die Dosen waren dicht geschlossen, um Verdunstungsverluste zu verringern. Die drei Parameter (Einheit: mg pro g STW und h) wurden in 6stündigen Versuchen gemessen: die Wasseraufnahmerate als Gewichtszunahme, die renale Urinproduktion per Katheter aus der Blase und die Resorptionsrate aus der Blase als Differenz aus renaler Urinproduktion und tatsächlichem Blaseninhalt (s. SINSCH 1983). Die ersten beiden Größen wurden auch während der Rehydratation von dehydratisierten Tieren (ca. 70 % STW) in Leitungswasser bestimmt.

Die dritte Versuchsreihe diente zur Messung der individuellen Verdunstungsraten (Einheit: mg pro cm^2 Hautoberfläche und h) in Abhängigkeit von der relativen Luftfeuchte (r. h.) bei 22 °C. Dazu wurde jeweils ein Tier in eine geschlossene Kammer mit 35 % r. h. und einem elektronischen Feuchtesensor eingesetzt. Die Verdunstungsrate wurde aus dem Anstieg der relativen Luftfeuchte in der Kammer berechnet. Die Versuche wurden bei Erreichen von 95 % r. h. beendet; sie dauerten zwischen 35 min und 148 min je nach Körpergröße des Tieres.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Hydratation und Blasenfüllung in verschiedenen Umgebungen:

Im artspezifischen Habitat erwies sich der Hydratationsgrad der Frösche als weitgehend unabhängig von der jeweiligen Witterung und Artzugehörigkeit (Tab. 1). Die geringen Unterschiede waren in keinem Fall signifikant ($P > 0.05$). Die Blasenfüllung hing jedoch vom Wassergehalt der Umgebung ab, denn nur bei Trockenheit speicherten die Frösche Urin in der Blase. Die terrestrischen *R. temporaria* und *R. lessonae* hatten deutlich größere Blaseninhalte als *R. ridibunda* ($P < 0.001$). Regen scheint bei diesen Arten als Auslöser für die Urinabgabe zu fungieren, wie auch bei *Phyllomedusa sauvagei* beobachtet wurde (SHOEMAKER et al. 1972).

Tab. 1: Hydratationsgrad und Blasenfüllung von Fröschen in ihrem Habitat.
Die Mittelwerte sowie die Minima und Maxima beider Parameter werden in % Standardgewicht angegeben. Sämtliche Fänge wurden während des Tages (9.00 - 18.00 Uhr) und Temperaturen von 19 °C - 28 °C durchgeführt. RT = *R. temporaria*, RL = *R. lessonae*, RR = *R. ridibunda*.

A) Fänge während Regens:

	N	Hydratationsgrad	Blasenfüllung
RT	15	96.7 % STW *(91.8 - 100.9)*	1.8 % STW *(0.3 - 3.5)*
RL	9	99.8 % STW *(97.4 - 104.6)*	2.4 % STW *(0.8 - 8.7)*
RR	7	98.9 % STW *(95.3 - 101.2)*	2.7 % STW *(0.8 - 4.3)*

B) Fänge nach einwöchiger Trockenheit:

	N	Hydratationsgrad	Blasenfüllung
RT	9	97.5 % STW *(92.1 - 101.1)*	12.4 % STW *(2.3 - 16.4)*
RL	11	100.3 % STW *(98.2 - 103.4)*	10.8 % STW *(6.5 - 13.7)*
RR	5	98.3 % STW *(95.9 - 101.8)*	4.1 % STW *(0.8 - 5.7)*

Ein 24stündiger Aufenthalt in einem Aquarium mit Leitungswasser führt bei *R. temporaria* zu deutlichen Hydratationsverlusten, nicht jedoch bei den beiden anderen Arten (Tab. 2A). Eine geringe Toleranz gegenüber längerer Wasserexposition mit erhöhter Mortalitätsrate wurde auch bei anderen terrestrischen Anuren beobachtet (SCHMID 1965). Die Blasenfüllung war bei allen Arten gering, da die spontane Urinabgabe zwischen 1.5 und 2.3mal pro h erfolgte. Ähnliche Werte fand CLAUSSEN (1974) auch bei *Rana clamitans*. Ein entsprechend langer Aufenthalt auf trockener Erde führte bei allen Fröschen zu einer geringfügigen Dehydratation, die hauptsächlich durch spontane Urinabgabe, aber auch durch Evaporation bewirkt wurde (Tab. 2B). Alle Tiere zeigten eine deutliche Tendenz zur Urinspeicherung in der Blase, wie auch im Freiland bei Trockenheit beobachtet wurde.

Nach einem 24stündigen Aufenthalt in bepflanzten Aquarien mit Wasser- und Landteil hatte sich der mittlere Hydratationsgrad bei keiner der drei Arten signifikant verändert ($P > 0.05$, Tab. 2C). Die mittlere Wasseraustauschrate mit der Umgebung war jedoch interspezifisch verschieden ($P < 0.01$): *R. temporaria* 243 mg/g STW · 24 h, *R. lessonae* 309 mg/g STW · 24 h und *R. ridibunda* 464 mg/g STW · 24 h. Diese unterschiedlichen Raten kamen zustande, weil die Frösche entsprechend ihren Habitatspräferenzen im Freiland verschiedene Aufenthaltsorte bzw. Wasserpotentiale in den Aquarien bevorzugten. Der Heliothermie von *R. lessonae* im Freiland entsprach im Hälterungsaquarium 'Sonnenbaden' unter einer Glühlampe.

Tab. 2: Hydratationsgrad und Blasenfüllung von Fröschen nach 24stündigem Aufenthalt in Aquarien (A) mit Leitungswasser, (B) mit trockener Erde oder (C) im Hälterungsaquarium.
Die Ergebnisse werden analog zu denjenigen in Tab. 1 dargestellt.

A) Frösche in Leitungswasser:

	N	Hydratationsgrad	Blasenfüllung
RT	10	92.3 % STW *(87.2 - 94.9)*	2.2 % STW *(0.1 - 4.5)*
RL	10	97.0 % STW *(97.1 - 103.7)*	2.1 % STW *(0.4 - 6.4)*
RR	10	98.3 % STW *(94.3 - 101.9)*	1.7 % STW *(0.3 - 5.2)*

B) Frösche auf trockener Erde:

	N	Hydratationsgrad	Blasenfüllung
RT	10	88.1 % STW *(82.7 - 93.8)*	5.3 % STW *(2.1 - 13.8)*
RL	10	87.4 % STW *(82.2 - 96.3)*	8.1 % STW *(5.0 - 13.9)*
RR	10	91.5 % STW *(88.1 - 94.3)*	3.2 % STW *(0.4 - 6.7)*

C) Frösche im Hälterungsaquarium:

	N	Hydratationsgrad	Blasenfüllung
RT	10	96.6 % STW *(94.1 - 102.8)*	12.5 % STW *(2.3 - 18.0)*
RL	10	98.9 % STW *(96.2 - 100.9)*	12.9 % STW *(4.7 - 18.4)*
RR	10	100.2 % STW *(95.3 - 103.0)*	1.8 % STW *(0.1 - 4.6)*

Zusammenfassend bleibt festzustellen, daß die Resistenz gegenüber Trockenheit bei den drei Arten ähnlich war, nicht jedoch gegenüber Hydratationsstreß. Der Wasserhaushalt der Frösche scheint an ein artspezifisches Niveau des Wasseraustausches angepaßt zu sein, das aktiv durch Aufsuchen von geeigneten Wasserpotentialen aufrechterhalten wird.

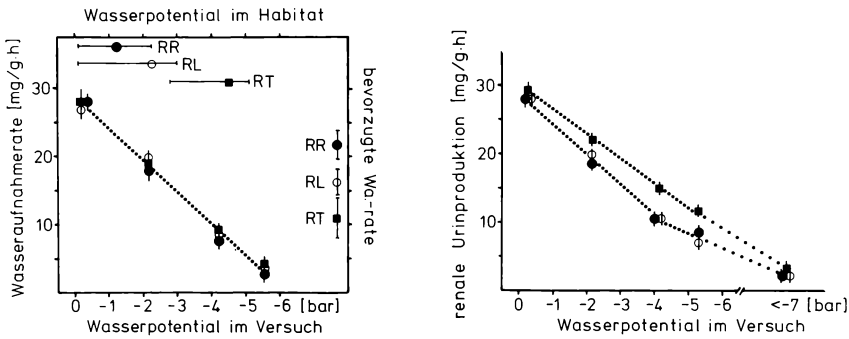


Abb. 2: Wasseraufnahmeraten (links) und renale Urinproduktion (rechts) von je 20 Fröschen nach 6stündigem Aufenthalt im getesteten Wasserpotential.
Zusätzlich werden die Wasseraufnahmeraten der Tiere bei Wahlmöglichkeit verschiedener Wasserpotentiale sowie die habitatsspezifischen Wasserpotentiale dargestellt.
RT = *R. temporaria*, RL = *R. lessonae*, RR = *R. ridibunda*;
Mittelwerte + Standardfehler.

3.2 Wasseraustauschraten mit der Umgebung und wasserkonservierende Maßnahmen der Frösche:

3.21 Wasseraufnahmerate, Urinproduktion und Verdunstungsrate:
In vollständig hydratisierten Fröschen nahmen die Wasseraufnahmerate und die renale Urinproduktion mit sinkendem Wasserpotential der Umgebung ab, der erste Parameter jedoch schneller als der zweite (Abb. 2). Während sich die Wasseraufnahmeraten interspezifisch nicht unterschieden, war die renale Urinproduktion bei *R. temporaria* meist größer als bei den anderen beiden Arten. Untersuchungen an anderen *Rana*-Arten (CLAUSSEN 1969, ALVARADO 1979) deuten an, daß die Kennlinie der Wasseraufnahmerate unabhängig von der Habitatspräferenz der einzelnen Arten charakteristisch für die Gattung *Rana* ist. Die unterschiedlichen Wasseraufnahmeraten im Hälterungsaquarium zeigen jedoch, daß die Frösche auch bei Wahlmöglichkeit die habitatsspezifischen Wasserpotentiale bevorzugen.

Dehydratation bewirkte einerseits eine deutliche Erhöhung der Wasseraufnahmerate, andererseits eine Reduzierung der renalen Urinproduktion (Abb. 3). Mit zunehmender Rehydratation wurden beide Parameter wieder auf das Normalniveau reguliert. Diese Effekte beruhen auf der Wirkung antidiuretischer Hormone (MAETZ 1974) und wurden auch bei anderen Anuren beobachtet (EWER 1950). *R. temporaria* und *R. ridibunda* erreichten normale Wasseraustauschraten bereits bei 92 % STW, *R. lessonae* dagegen erst bei 100 % STW. Die beiden ersten Arten tolerierten also auch leichte Dehydratation ohne regulative Maßnahmen, was auf Unterschiede in der hormonalen Steuerung gegenüber *R. lessonae* hinweist. Bei dieser heliothermen Art, die im Freiland großen Wasserverlusten durch Evaporation ausgesetzt ist, scheint eine schnelle Reaktion auf Änderungen des Hydratationsgrades eine notwendige Habitatsanpassung zu sein.

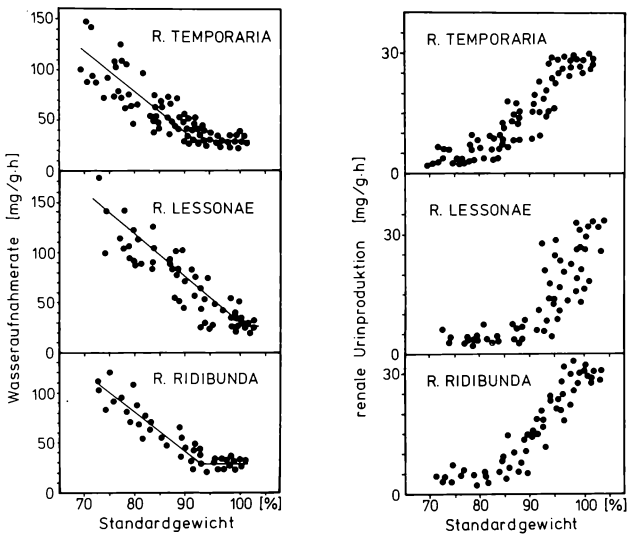


Abb. 3: Wasseraufnahmeraten (links) und renale Urinproduktion (rechts) während der Rehydratation von Fröschen.
Jeder Punkt repräsentiert einen Meßwert.

Die Verdunstungsraten vollständig hydratisierter Frösche entsprachen denjenigen einer gleichgroßen Wasseroberfläche und zeigten keine interspezifischen Unterschiede (Abb. 4). Diese Arten besitzen also weder eine physiologische Kontrolle über die Evaporationsrate noch einen morphologischen Verdunstungsschutz. Entsprechendes gilt für die meisten nicht-arborealen Anurenarten (SHOEMAKER et al. 1972, 1975; WYGODA 1984).

Das Zusammenwirken der bisher betrachteten Einzelfaktoren (Wasseraufnahme einerseits, Urinproduktion und Evaporation andererseits) hätte bei jedem Wasserpotential der Umgebung eine allmähliche Dehydratation des Frosches zufolge. Zur Aufrechterhaltung eines bestimmten Hydratationsniveaus sind also noch weitere Parameter notwendig.

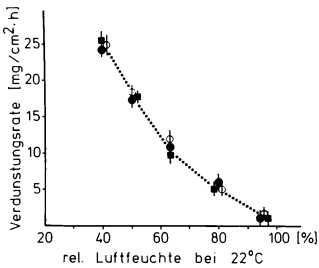


Abb. 4: Zusammenhang zwischen der Verdunstungsrate und der relativen Luftfeuchte bei 22 °C.
Symbole wie in Abb. 2

3.22 Wasserkonservierende Maßnahmen der Frösche:
Eine physiologische Maßnahme zur Wasserkonservierung dürfte in der Resorption von Wasser aus der Blase bestehen (Abb. 5). Die Resorptionsrate war negativ mit dem Wasserpotential der Umgebung korreliert (Ausnahme: *R. lessonae* nach 3 h im Versuch) und bei den terrestrischen Arten signifikant größer als bei *R. ridibunda* ($P < 0.001$). Bei Trockenheit ist die Speicherung von Urin in der Blase also vorteilhaft für terrestrische Frösche. Ähnliche Befunde bei *Rana pipiens* (SAWYER, SCHISGALL 1956) und bei *Bufo cognatus* (RUIBAL 1962) unterstützen diese Interpretation. Die unterschiedlichen Resorptionsraten dürften eine Anpassung an die Habitatstruktur repräsentieren. Die hohen Resorptionsraten von *R. lessonae* zu Versuchsbeginn unterstreichen erneut die schnelle Reaktion dieser Art auf Änderungen des Umgebungswasserpotentials.

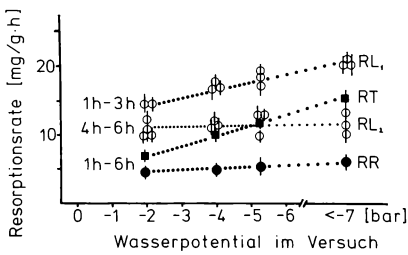


Abb. 5: Zusammenhang der Wasserresorption aus der Blase und dem Wasserpotential der Umgebung.
Symbole wie in Abb. 2

Einige Verhaltensweisen dieser Froscharten weisen auf eine ethologische Beeinflussung der Evaporationsrate zum Zwecke der Wasserkonservierung hin. Tagsüber exponierten die Tiere so wenig Körperoberläche wie möglich, entweder durch den Aufenthalt unter Blättern oder in Erdhöhlungen

(R. temporaria) oder durch Anpressen des Körpers an den Boden *(R. lessonae)*. Ähnliches Verhalten wurde auch bei vielen anderen Anurenarten beobachtet (DOLE 1965, WYGODA 1984). Das Einnehmen einer 'water conserving position' reduziert die exponierte Körperoberfläche auf ca. 2/3 der Gesamtfläche (WITHERS et al. 1982). Zusätzlich erleichtert diese Position die Wasseraufnahme durch die in der Abdominalregion besonders stark durchblutete Haut (CHRISTENSEN 1974). Schließlich kann bei *R. temporaria* eine Verlagerung der Aktivitätsphase in Tageszeiten mit hoher relativer Luftfeuchte festgestellt werden (SINSCH 1984).

Die beschriebenen physiologischen und ethologischen Maßnahmen zur Wasserkonservierung reichen aus, um die Wasserverluste durch Urinproduktion und Evaporation auf das Niveau der Wasseraufnahme zu reduzieren. Mechanismen zur Verringerung von Wasserverlusten waren speziell beim terrestrisch lebenden Grasfrosch *R. temporaria* ausgeprägt, während sie beim Seefrosch *R. ridibunda* allenfalls rudimentär vorhanden waren. Der Wasserhaushalt von *R. lessonae* dürfte auf die bereits kleinräumig stark variierenden Wasserpotentiale des Uferhabitats (Wasser, feuchte und trockene Uferabschnitte) abgestimmt sein und war gekennzeichnet durch sofortige regulative Maßnahmen bei jeder Änderung des Hydratationsgrades.

Sämtliche Laboruntersuchungen wurden am Lehrstuhl für Physiologische Ökologie der Universität zu Köln durchgeführt und zum Teil für die Dissertation Sinsch (1983) verwendet. Die meisten Untersuchungen im Freiland und die Zusammenstellung dieser Arbeit fanden im Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie, Seewiesen statt. Den Institutsleitern Prof. D. Neumann und Prof. H. Mittelstaedt sei an dieser Stelle für ihre freundliche Unterstützung gedankt.

Literatur

ALVARADO R.H., 1979: Amphibians. In: (Ed. MALLOY G.M.O.): Comparative physiology of osmoregulation in animals. London/New York/San Francisco (Academic Press): 261 - 305.

BERGER L., 1982: Hibernation of the European water frogs (Rana esculenta complex). Zool. Pol. 29: 57 - 72.

BEUCHAT C.A., POUGH F.H., STEWART M.M., 1984: Response to simultaneous dehydration and thermal stress in three species of Puerto Rican frogs. J. comp. Physiol. 154 B: 579 - 585.

CHRISTENSEN C., 1974: Adaptations in the water economy of some anuran amphibians. Comp. Biochem. Physiol. 47 A: 1035 - 1049.

CLAUSSEN D.L., 1969: Studies on water loss and rehydration in anurans. Physiol. Zool. 42: 1 - 14.

CLAUSSEN D.L., 1974: Urinary bladder water reserves in the terrestrial toad, Bufo fowleri, and the aquatic frog, Rana clamitans. Herpetologica 30: 360 - 367.

DOLE J.W., 1965: Summer movements of adult leopard frogs, Rana pipiens, in northern Michigan. Ecology 46: 236 - 255.

EWER R.F., 1950: The effect of pituitrin injection on the water balance of Bufo regularis REUSS. J. Exp. Biol. 27: 40 - 49.

MAETZ J., 1974: Aspects of adaptation to hypoosmotic and hyperosmotic environments. In: (Ed. MALINS D.C., SARGENT J.R.): Biochemical perspectives in marine biology. London/New York/San Francisco (Academic Press): 1 - 152.

RUIBAL R., 1962: The adaptive value of bladder water in the toad Bufo cognatus. Physiol. Zool. 35: 218 - 235.

SAVAGE R.M., 1961: The ecology and life history of the common frog (Rana temporaria). London (Pitman): 261 p.

SAWYER W.H., SCHISGALL R.M., 1956: Increased permeability of the frog bladder to water in response to dehydration and neurohypophysial extracts. Am. J. Physiol. 187: 312 - 314.

SCHMID W.D., 1965: Some aspects of the water economies of nine species of amphibians. Ecology 46: 261 - 269.

SHOEMAKER V.H., BALDING D., RUIBAL R., McCLANAHAN L.L., 1972: Uricotelism and low evaporative water loss in a South american treefrog. Science 175: 1018 - 1020.

SHOEMAKER V.H., McCLANAHAN L.L., 1975: Evaporative water loss nitrogen excretion and osmoregulation in phyllomedusine frogs. J. comp. Physiol. 100: 331 - 345.

SINSCH U., 1983: Wasserhaushalt und tagesperiodisches Verhalten von drei europäischen Rana-Arten (Amphibia: Anura). Diss. Univ. Köln: 77 S.

SINSCH U., 1984: Thermal influences on the habitat preference and the diurnal activity in three European Rana species. Oecologia 64: 125 - 131.

TRACY C.R., 1976: A model of dynamic exchanges of water and energy between a terrestrial amphibian and its environment. Ecol. Monogr. 46: 293 - 326.

WITHERS P.C., HILLMAN S.S., DREWES R.C., SOKOL O.M., 1982: Water loss and nitrogen excretion in sharp-nosed frogs (Hyperolius nasatus: Anura, Hyperoliidae). J. Exp. Biol. 97: 335 - 343.

WYGODA M.L., 1984: Low cutaneous evaporative water loss in arboreal frogs. Physiol. Zool. 57: 329 - 337.

Adresse:

Dr. Ulrich Sinsch
Zoologisches Inst. Univ.
Poppelsdorfer Schloß

D-5300 Bonn 1

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Auswirkungen von Aphideninfektionen *(Acyrthosiphon pisum)* auf Enzymaktivität und Pigmentgehalt von Pflanzen *(Vicia faba)*

Gerhard Rosner und Rolf Hertel

S y n o p s i s

The influence of an aphid infection *(Acyrthosiphon pisum)* on leaves of *Vicia faba* has been investigated under controlled conditions using biochemical parameters which are commonly analysed to assess air pollution effects.
Experiments were performed analysing either all leaves (regardless of the numbers of aphids per leaf; 1. series) or every single leaf of the test plants (2. series). It was found that the glutamat-dehydrogenase activity significantly increased with the number of aphids settling on the leaf ($r = 0.6$); the coefficient of GDH/NADH: GDH/NAD remained unchanged (7 : 1); peroxidase activity and total protein content was enhanced, while the content of chlorophyll a, b and their corresponding phaeopthytins was not influenced by the aphids. Shoot growth was depressed at about 30 % on aphid infection. Evaluating the results, evidence is shown for a local response of the leaf on aphid infection as well as changes in the metabolite N-pools of the plant. Comparable effects are commonly accepted to be caused by gaseous acid air pollutants.

Acyrthosiphon pisum, aphid infection, biochemical indicators, model system, plant response, Vicia faba

1. Problemstellung

Luftverunreinigungen stellen eine Streßsituation für den Gesamtmetabolismus der grünen Pflanzen dar (JÄGER 1984), die sich in mannigfaltigen Änderungen sowohl biochemischer als auch physiologischer Parameter ausdrücken kann. Im Freiland fanden FLÜCKIGER et al. (1984) beispielsweise erhöhte Aminosäuregehalte in der Rinde von Buchen als Folge standortsbedingter Automobilabgasimmissionen; der gleiche Befund trat jedoch auch nach Befall mit Schildläusen auf. Eine Beeinträchtigung des pflanzlichen Metabolismus durch Parasitenbefall ist bereits von KLOFT (1956) nachgewiesen worden.

Ziel der hier vorgelegten Arbeit war, im kontrollierten Laborexperiment zu untersuchen, ob die Pflanze bei geringem Blattlausbefall mit metabolischen Änderungen reagiert und ob dabei solche biochemische Veränderungen auftreten, wie sie auch durch gasförmige Luftverunreinigungen verursacht werden. Zur Klärung dieser Frage wurden der Gehalt an Blattpigmenten und Gesamtprotein sowie die Aktivität von Peroxidase und Glutamatdehydrogenase (GDH) analysiert. Diese Analysen können sowohl die gegenwärtigen Kenntnisse der Wechselwirkungen von plantisugen Insekten und ihren besogenen Pflanzengeweben erweitern als auch dazu beitragen, komplexe Reaktionen der Wirtspflanze auf Immissionen in Kombination mit Parasitenbefall als biotischer Noxe in weiteren Versuchen zu beurteilen.

2. Material und Methoden

Puffbohnen *Vicia faba* L. Sorte Hangdown (handelsübliches Saatgut) wurden in Plastiktöpfen (13 cm Ø, ASB-Erde der Fa. Grünland, Ludwigsburg) angezogen. Die Versuche erfolgten in zwei nebeneinander aufgestellten, bauidentischen Kammern (Grundfläche 75 x 70 cm, Höhe 100 cm; Frontseite mit Gewächshausfolie über Klettverschlußbänder verschließbar; übrige Seiten zur Vermeidung eines Wärmestaus mit Nylongaze bespannt). Versuchsbedingungen: Temperatur: 23 - 25 °C, rel. Luftfeuchte: 65 - 75 %, Lichtstärke: ca. 2300 Lux, 10 cm über der Topfoberkante, bei 14:10 h Photo/Scotophase, Wasserversorgung: kontinuierlich über Sauggewebestreifen.

Nach Erreichen des Drei- bis Vierblattstadiums wurden maximal 3 aptere Imagines der oligophagen Aphidenart *Acyrthosiphon pisum* (HARRIS) auf einzelne Blätter gesetzt. Zwei Tage später wurden die Imagines abgenommen und die Zahl der in diesem Zeitraum geborenen Larven pro Blatt und Pflanze bestimmt. Kontrollzählungen während der Versuche und bei Versuchsende ließen auf eine nur geringe Migration der Larven schließen, so daß die Koloniegröße pro Blatt vom zweiten Tag an relativ konstant blieb.

Bei Versuchsende wurde das Blattmaterial abgeerntet, nach Entfernen der Aphiden und Exuvien gewogen, sofort in flüssigem Stickstoff schockgefroren und gefriergetrocknet. Das homogenisierte Lyophilisat (Extraktionspuffer: 0.2 M Tris/HCl, pH 8.5, 1 % PVP, 10^{-3} M Mercaptoaethanol) wurde abzentrifugiert und zur Vorreinigung sowie zur Konzentrierung des Rohextrakts einer Ammoniumsulfat-Gesamtfällung (85 % $(NH_4)_2SO_4$) unterzogen. Das abzentrifugierte Sediment wurde in Extraktionspuffer aufgenommen und zur weiteren Reinigung 16 Stunden gegen 0.02 M Tris/HCl-Puffer (pH 8.5) dialysiert.

Die Bestimmung der GDH-Aktivität (reduktive Aminierung) erfolgte in Anlehnung an JENSCH u. JÄGER (1983) mit 0.2 M Tris/HCl (pH 8.0) als Meßpuffer. Die Erfassung der NAD-spezifischen oxidativen Desaminierung wurde nach KINDT et al. (1980) mit 0.2 M Tris/HCl-Meßpuffer (pH 9.0) durchgeführt. Die bei 340 nm und 30 °C gemessene GDH-Aktivität wurde auf Units/g Trockensubstanz (U/g TS) umgerechnet, wobei 1 Unit einem Substratumsatz von 1 µmol NADH/min entspricht. Die Peroxidase-Aktivität wird als ΔExt./min · g TS angegeben, bezogen auf 0.1 ml unverdünnte Rohenzymlösung (Methode: KELLER, SCHWAGER 1971). Die Bestimmung der löslichen Proteine erfolgte nach einer von GUNDLACH (1964) modifizierten Lowry-Methode. Die Analyse des Chlorophyll- und Phaeophytingehalts wurde nach VERNON (1960) bzw. RABE (1978) in leicht modifizierter Form durchgeführt.

3. Ergebnisse

Um eine systemische Reaktion der Pflanze auf den Aphidenbefall zu erfassen, wurden alle Blätter einschließlich Blattstiel zu einer Mischprobe vereinigt und analysiert. Die durchschnittliche Aphidendichte betrug bei dieser Versuchsserie 8 Tage nach Versuchsbeginn 11 ± 2 Imagines pro Pflanze, bei Versuchsende (nach 16 Tagen) 175 ± 28 Tiere verschiedener Entwicklungsstadien. Die Verteilung von *Acyrthosiphon pisum* auf den Blättern der Einzelpflanzen war relativ inhomogen.

Wie aus Abb. 1 hervorgeht, unterscheiden sich die infizierten Pflanzen und die Kontrollpflanzen hinsichtlich des Chlorophyllgehalts nicht signifikant voneinander. Dementsprechend ist das Verhältnis Chl a/Chl b nahezu identisch. Ebenso war der Phaeophytingehalt nach der Phaeophytinisierung mit Oxalsäure in beiden Pflanzengruppen gleich hoch. Die GDH-Aktivität war in den besogenen Pflanzen signifikant erhöht ($P > 99$ %, t-Test) (reduktive Aminierung: + 127 %, oxidative Desaminie-

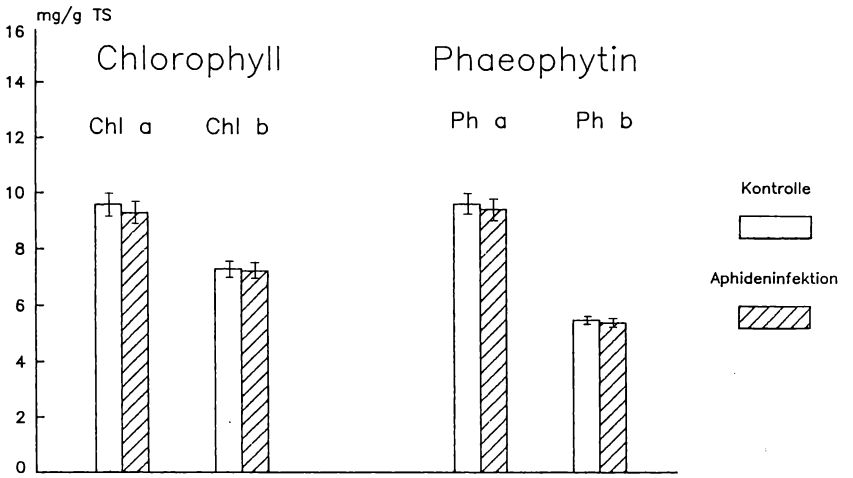


Abb. 1: Pigmentgehalt in *V. faba*-Blättern nach Aphideninfektion
(TS = Trockensubstanz, $\bar{x} \pm$ SEM)

rung: + 88 %). Das Verhältnis von Hin- zu Rückreaktion blieb unverändert bei ca. 7 : 1. Die Peroxidaseaktivität war um 162 % erhöht, jedoch wegen der starken Streuung bei den infizierten Pflanzen nur mit einer Wahrscheinlichkeit von P > 95 %. Der Proteingehalt in den infizierten Pflanzen war nicht signifikant höher als in den Kontrollpflanzen (Abb. 2).

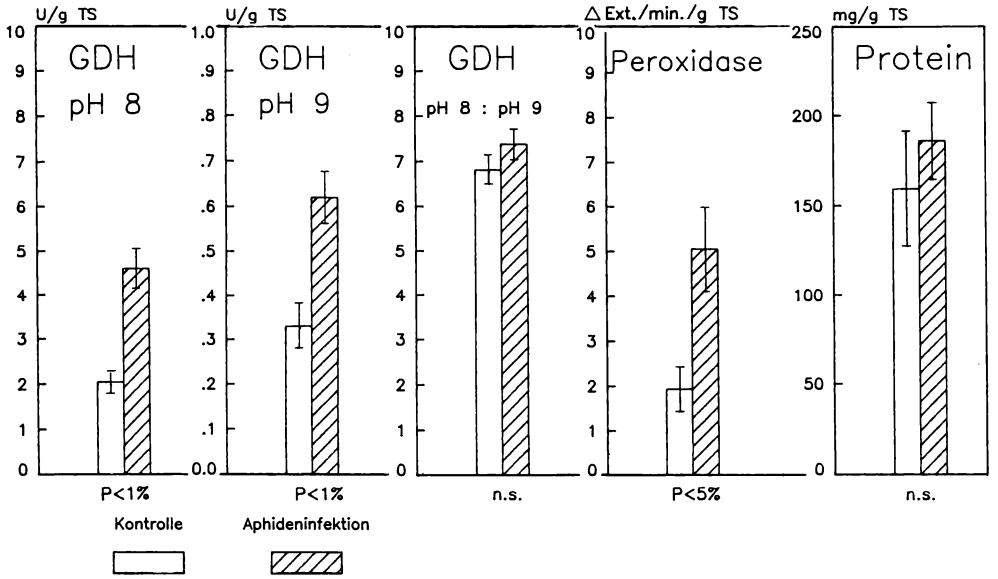


Abb. 2: Einfluß von Aphideninfektion auf Enzymaktivität und Proteingehalt in *V. faba*-Blättern
(Gesamtes Blattmaterial)
GDH pH 8 = Glutamatdehydrogenase, reduktive Aminierung (Units/g Trockensubstanz)
GDH pH 9 = Glutamatdehydrogenase, oxidative Desaminierung (Units/g Trockensubstanz)
GDH pH 8 : pH 9 = Verhältnis red. Amin./oxid. Desamin.

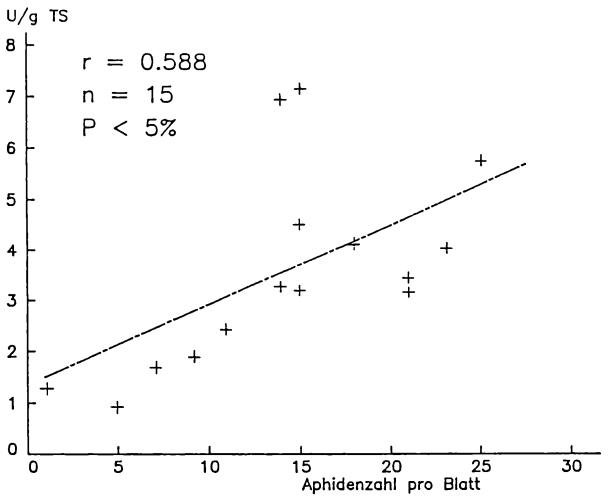


Abb. 3: GDH-Aktivität (reduktive Aminierung) in Abhängigkeit von der Aphidenzahl pro Blatt
(8 Tage nach Besiedelung)
r = Korrelationskoeffizient; n = Probenzahl; P = Irrtumswahrscheinlichkeit

In einem weiteren Versuch wurden Einzelblätter von *Vicia faba* auf Enzymaktivität und Proteingehalt in Abhängigkeit von der Aphidenzahl analysiert. Die Korrelationsanalyse mit den Einzelwerten ergab bei der GDH-Aktivität (reduktive Aminierung) mit P > 95 % eine signifikante positive Korrelation zwischen Aphidenzahl pro Blatt und Enzymaktivität (Abb. 3). Eine willkürliche Einteilung in zwei Klassen (1 - 14 und 15 - 25 Individuen) läßt eine von der Aphidenzahl abhängige Aktivitätssteigerung bei allen gemessenen Parametern mit Ausnahme des Verhältnisses reduktiver Aminierung zu oxidativer Desaminierung erkennen (Abb. 4). Im Unterschied zum ersten Versuch besteht beim Proteingehalt eine signifikante Zunahme nach Blattlausinfektion.

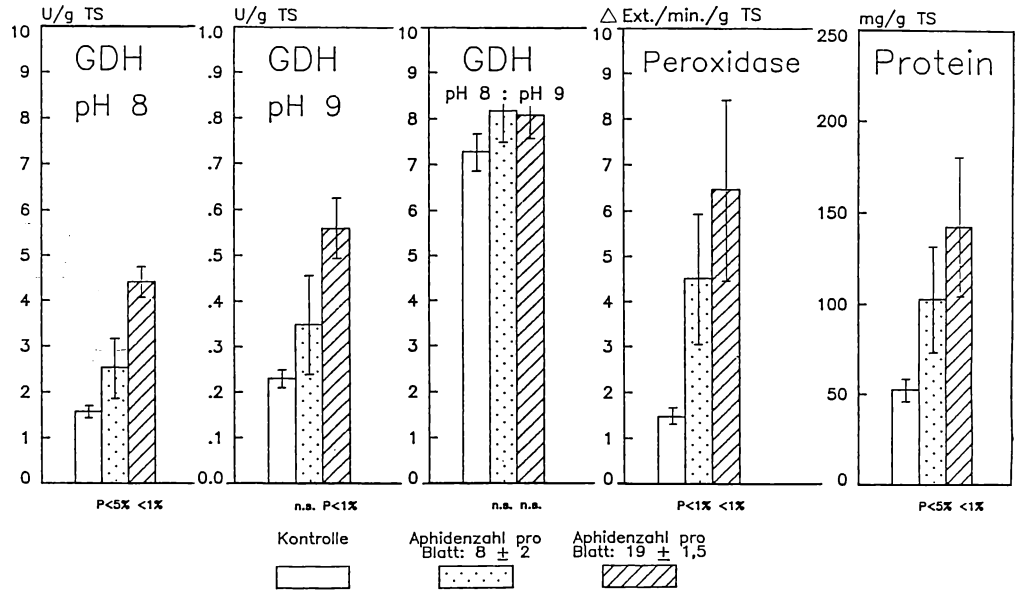


Abb. 4: Einfluß von Aphideninfektionen auf Enzymaktivität und Proteingehalt in *V. faba*-Blättern (Einzelblatt-Analyse) bei 2 Befallsdichten
(Abkürzungen: siehe Abb. 2)

Auffällige morphologische Unterschiede an den Blättern wurden bei den relativ geringen Blattlauszahlen nicht beobachtet. Bemerkenswert ist allerdings die um 30 % verringerte Sproßlängenzunahme bei den infizierten Pflanzen des zweiten Versuchs. Die mittlere Aphidenzahl pro Pflanze betrug hier 29 ± 5 Imagines am Ende des achttägigen Versuchs. Die Sproßlängenzunahme war im ersten Versuch noch nicht erfaßt worden, jedoch deutet auch die im Vergleich zu den Kontrollpflanzen um ca. 21 % verringerte Sproßlänge am Ende des ersten Versuchs auf eine Beeinträchtigung durch Blattlausbefall hin. Keine Unterschiede bestanden bezüglich des Wassergehalts der Blätter, welche bei beiden Pflanzengruppen ca. 6 - 8 % Trockensubstanz bezogen auf das Frischgewicht aufwiesen.

4. Diskussion

Die unter kontrollierten Bedingungen durchgeführten Versuche haben gezeigt, daß die Wirtspflanze *Vicia faba* selbst auf geringen Aphidenbefall mit veränderten Stoffwechselleistungen reagiert. Obwohl *Acyrthosiphon pisum* als Systembibitor (KUNKEL 1967) gilt, bei dem der Phloemsaft als Nahrungsquelle dient, traten hier bei größerer Befallsdichte lokal stärkere Effekte auf.

Ob der geringere Sproßlängenzuwachs (HERTEL, KUNKEL 1977) ohne Verringerung der Blattmasse als Ausdruck eines Mangels an speziellen Kohlenhydraten (KUNKEL, HERTEL 1975) anzusehen ist oder ob eine hormonelle Beeinflussung besteht, wurde nicht untersucht. Die unveränderten Chlorophyll- und Phaeophytingehalte stimmen mit der Beobachtung überein, daß Blattvergilbungen oder Nekrosen nicht festzustellen waren. Die Analyse des Gesamtproteingehaltes in Verbindung mit der erhöhten GDH-Aktivität zeigt hingegen, daß der N-Stoffwechsel unter dem Einfluß der Parasiten verändert ist. Da das Verhältnis von reduktiver Aminierung zu oxidativer Desaminierung nicht signifikant verändert war, liegen keine Anzeichen für eine unterschiedliche Funktion der GDH unter Aphideneinfluß vor. Mit der angewandten Methode kann nicht nachgewiesen werden, inwieweit die Änderung des N-Stoffwechsels auf injizierte Substanzen im Speichel der saugenden Aphiden beruht (KLOFT 1956). Wegen der geringen Aphidenzahlen sind jedoch eher Stoffwechselleistungen der Pflanze anzunehmen.

Anstieg der Proteine im pflanzlichen Gewebe nach Infektion oder Verwundungen des Gewebes und Stimulation der GDH-katalysierten reduktiven Aminierung nach SO_2-Begasung sind mehrfach beschrieben; JÄGER (1984) hält demnach einen Anstieg der GDH-Aktivität für den geeignetsten enzymatischen Indikator für Umweltbelastung ('pollution stress'). Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß dieser Parameter auch in Folge biotischer Beeinflussung gleichsinnig ansteigt. Dieser Befund trifft auch für die erhöhte Peroxidaseaktivität zu, wie sie in den hier vorgelegten Experimenten nach Aphidenbefall auftrat. Nach Fric (1976) handelt es sich dabei um eine Begleiterscheinung der veränderten Stoffwechselaktivität unter dem Einfluß verschiedener endogener und exogener Faktoren (Begasung mit SO_2, HF, HCl, Ozon, Automobilabgase; Prozesse der Blattseneszenz).

Die diskutierten Befunde deuten darauf hin, daß Aphidenbefall als biotischer Stressor den pflanzlichen Metabolismus auf ähnliche Weise verändern kann wie die abiotische Einwirkung luftgetragener Schadstoffe. Ob bei der im Gelände beobachteten Präferenz der Aphiden für automobilabgasbeeinträchtigte Pflanzen (BRAUN, FLÜCKIGER 1984) eine Befundverstärkung auftritt, bleibt, etwa in kontrollierten Versuchseinrichtungen (HERTEL, KLOFT 1985), zu untersuchen.

Literatur

BRAUN S., FLÜCKIGER W., 1984: Increased population of the aphid Aphis pomi at a motorway: I. Field evaluation. Environ. Poll. A 33: 107 - 120.

FLÜCKIGER W., FLÜCKIGER-KELLER H., BRAUN S., 1984: Untersuchungen über Waldschäden in der Nordwestschweiz. Schweiz. Z. Forstw. 5: 389 - 444.

FRIC F., 1976: Oxidative Enzymes. In: (Ed. HEITEFUSS R., WILLIAMS P.H.): Physiological Plant Pathology. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 617 - 631.

GUNDLACH G., 1964: Proteinbestimmung nach Lowry. (Modifizierte Folin-Methode). Habilitationsschrift Univ. Würzburg.

HERTEL R.F., KUNKEL H., 1977: Einige Faktoren, welche die Honigtauzusammensetzung natürlich wie auch holidisch ernährter Aphidenlarven beeinflussen. Apidologie 8: 427 - 436.

HERTEL R.F., KLOFT W.J., 1985: Ein terrestrisches Modellökosystem zur Beurteilung von Umweltschäden als zoologischer Beitrag zum Problem des "sauren Regens" und anderer Luftverunreinigungen. Verh. Dt. Zool. Ges. 78: 184.

JÄGER H.-J., 1984: Biochemical indication of an effect of air pollution on plants. In: (Ed. STEUBING L., JÄGER H.-J.): Monitoring of air pollutants by plants. The Hague (Junk): 99 - 107.

JENSCH U.-E., JÄGER H.-J., 1983: Zum Nachweis der Wirkung von Luftverunreinigungen auf die Vegetation durch physiologische und biochemische Reaktionen von Pflanzen. Angew. Botanik 57: 157 - 171.

KELLER T., SCHWAGER H., 1971: Der Nachweis unsichtbarer ("physiologischer") Fluor-Immissionsschädigungen an Waldbäumen durch eine einfache kolorimetrische Bestimmung der Peroxidase-Aktivität. Eur. J. For. Path. 1: 6 - 18.

KINDT R., PAHLICH E., RASCHED J., 1980: Glutamatdehydrogenase from peas: isolation, quaternary structure and influence of cations on activity. Eur. J. Biochem. 112: 533 - 540.

KLOFT W., 1956: Wechselwirkungen zwischen pflanzensaugenden Insekten und den von ihnen besogenen Pflanzengeweben. Habilitationsschrift Univ. Würzburg.

KUNKEL H., 1967: Systematische Übersicht über die Verteilung zweier Ernährungstypen bei den Sternorrhynchen (Rhynchota, Insecta). Z. angew. Zool. 54: 37 - 114.

KUNKEL H., HERTEL R.F., 1975: Erstellung einer Stoffwechselbilanz für beide virginoparen Morphen von Myzus persicae Larven im dritten Stadium. Oecologia (Berl.) 18: 23 - 35.

RABE R., 1978: Bioindikation von Luftverunreinigungen aufgrund der Änderung von Enzymaktivität und Chlorophyllgehalt von Testpflanzen. Diss. Bot. 45.

VERNON L.P., 1960: Spectrophotometric determination of chlorophylls and phaeophytins in plant extracts. Anal. Chem. 32: 1145 - 1150.

Adresse:

Dr. Gerhard Rosner
Dr. Rolf F. Hertel
Fraunhofer-Institut
für Toxikologie u. Aerosolforschung
Nikolai-Fuchs-Str. 1

D-3000 Hannover 61

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Wirkung von Schwermetallen auf den Abbau von Pepton und Harnstoff durch zwei Bakterienstämme

Gotthard Scheja und Christian Kunze

S y n o p s i s

Among some on river sediments tested heavy metals the mineralization of urea and pepton by *P. aeruginosa* and *B. megaterium* is mostly inhibited by cadmium, followed by zinc and lead. *P. aeruginosa* shows a higher tolerance than *B. megaterium*. The substrates influence the effect of heavy metals, depending on the kind of substrate and metal. Sediment is a very important factor in the experimental arrangement. It adsorbs the overwhelming part of the added heavy metals to its surface. By the method of fractionated separation of the metals in the sediment it can be demonstrated, that Cd and Zn are more bioavailable than lead.

Bacteria, heavy metals, inhibition, N-mineralization, sediment

1. Problemstellung

Schwermetalle stellen noch immer eines der größten Probleme für Ökosysteme, speziell im aquatischen Bereich, dar. Dies äußert sich auch in einer Vielzahl von Veröffentlichungen, die sich mit der Ermittlung von Schwermetallgehalten in unbelebten und belebten Bestandteilen der Gewässer (FÖRSTNER, MÜLLER 1974; DEMAYO et al. 1982; HOUBA, REMACLE 1982; TAYLOR et al. 1982; CALMANO, FÖRSTNER 1983) und mit der toxischen Wirkung auf letztere befassen (BABICH, STOTZKY 1976; REMACLE et al. 1982; WAINWRIGHT, DUDDRIDGE 1982; LUOMA 1983; WHITTON 1984). Wie schon BABICH u. STOTZKY (1985) feststellen, ist bis jetzt jedoch nur wenig über den Einfluß von Schwermetallen auf Organismenpopulationen, im besonderen Bakterien, in ihrer natürlichen Umgebung geforscht worden.

Es sollten daher deren Auswirkungen auf den Abbau verschiedener N-haltiger Verbindungen unter dem Aspekt einer schrittweisen Annäherung an 'natürliche' Verhältnisse dargestellt werden. Ausgehend von Versuchen mit Bakterienreinkulturen in synthetischen Nährlösungen (SCHEIJA, KUNZE 1985), über solche mit Reinkulturen ausgewählter Organismen in sterilisiertem Bachwasser mit Sediment (STÖCKMANN, KUNZE 1987), bis hin zu Untersuchungen mit natürlich belassenem Wasser und Sediment (in vitro) wurde die Mineralisation dieser Substrate bestimmt.

2. Arbeitsweise und Auswertung

Das Wasser und Sediment stammen aus einem α- bis β-mesosaprob verschmutzten Bach ohne nennenswerte Schwermetallbelastung. Die Proben sind durch folgende Parameter charakterisiert (Tab. 1, 2, 3) (ermittelt nach Angaben bei MERCK 1978 sowie STEUBING 1965):

Die Durchführung der Versuche erfolgte in 1-Liter-Gefäßen (750 ml Bachwasser + 100 g feuchtes Sediment) unter sterilen Bedingungen im Labor. Die Flaschen wurden für die Versuchsdauer (96 Std.) bei 25 °C auf einem Tischschüttler mit konstanter Geschwindigkeit geschüttelt. Nach Zugabe der jeweiligen Schwermetalle (Cd 0 - 64 ppm, Zn 0 - 72 ppm, Pb 0 - 400 ppm) und organischen Stickstoffverbindungen (Pepton, Harnstoff; 30 mg/l) konnte der Abbau der Substrate (Ammonifikation) durch *Pseudomonas aeruginosa* und *Bacillus megaterium* über die Ammonium-(NH_4)-Freisetzung mittels einer Ammoniakelektrode (Orion 95 - 100) nach den Angaben des Herstellers (ORION 1979) verfolgt werden.

Die Auswertung der gemessenen Daten (Abb. 3 u. 4), die zu einem Vergleich der verschiedenen Ansätze führen sollte, erfolgte nach Abzug des jeweiligen Ausgangsammoniumgehaltes (t = 0) von allen gemessenen Werten durch die Berechnung der Flächen unter den NH_4-Kurven. Die Flächen der mit Schwermetallen belasteten Versuche wurden in prozentualen Bezug zu derjenigen der zugehörigen Kontrollserie gesetzt. Es ergaben sich Prozentwerte, die nach Abzug von 100 das Ausmaß der Stickstoffumsatzhemmung beschreiben.

Tab. 1: Wasseranalytische Werte.

Härte (° dH)	pH-Wert	NH_4-N (mg/l)	NO_2-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	PO_4 (mg/l)	Leitfähigkeit ($\mu S/cm^2$)
12.2 ± *0.3*	7.6 ± *0.2*	6.4 ± *1.2*	0.08 ± *0.7*	7.3 ± *2.6*	9.5 ± *1.8*	400 ± *80*

Tab. 2: Korngrößenfraktionen aus Sedimentes (in %)

> 10 mm	10 - 0.5 mm	0.5 - 0.2 mm	0.2 - 0.03 mm	< 0.03 mm
1.4 %	2.4 %	58.8 %	25.9 %	11.5 %

Tab. 3: Sedimentanalyse

org. Substanz	N-Gehalt	Y_1*	H_y*	S-Wert*	T-Wert*	V-Wert*
0.66 %	0.04 %	2.94	8.82	14.88	18.34	81.13

* Y_1 = hydrolytische Azidität (ml 0.1 n NaOH/50 g Sed.)
H_y = gesamte hydrolytische Säure (ml 0.1 n NaOH/100 g Sed.)
S-Wert = austauschbare Metallkationen (meq/100 g Sediment)
T-Wert = totale Sorptions- oder Austauschkapazität (meq/100 g Sediment)
V-Wert = Sättigungsgrad S/T (%)

Neben der Bestimmung der N-Verbindungen wurden die Schwermetallgehalte im Wasser und Sediment sowie der für die Mikroorganismen verfügbare Anteil im Sediment ermittelt. Die Metallgehalte im Wasser konnten direkt mit einem Atomabsorptionsspektroskop (AAS, Perkin Elmer) und diejenigen im Sediment nach Aufschluß in Königswasser bestimmt werden. Die für die Organismen verfügbaren und nicht verfügbaren Anteile im Sediment wurden nach einer fraktionierten Trennung (SOON, BATES 1982) gefunden.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1

Die beiden untersuchten Organismen *Pseudomonas aeruginosa* und *Bacillus megaterium* unterscheiden sich bezüglich ihres Abbauverhaltens gegenüber Pepton und Harnstoff sowie ihrer Empfindlichkeit gegenüber den verwendeten Schwermetallen: Die Kontrollversuche (0-Werte) zeigen, daß *P. aeruginosa* in dem Ansatz mit Harnstoff (Abb. 2) mehr Ammonium freisetzt als in dem mit Pepton (Abb. 1). *B. megaterium* jedoch läßt ein gegenteiliges Verhalten erkennen (Abb. 3 u. 4). Dies resultiert aus der Tatsache, daß Pepton diejenige Verbindung mit dem günstigeren C/N-Verhältnis (ca. 6 : 1) ist; es kann auf Grund eines höheren Kohlenstoffanteiles auch mehr Stickstoff in die Biomasse eingebaut werden. Harnstoff dagegen zeigt ein sehr enges C/N-Verhältnis (1 : 2); deshalb wird wegen des fehlenden Kohlenstoffes bei nahezu gleicher Abbaugeschwindigkeit mehr Stickstoff ausgeschieden. Dies ist in erster Linie bei *P. aeruginosa* zu erkennen. Für *B. megaterium* unterscheidet sich das Abbauverhalten dahingehend, daß Pepton einer relativ schnellen und Harnstoff einer langsameren Mineralisation unterliegt.

Bei beiden Substraten und Mikroorganismen wird ein unterschiedlich großer Teil des Stickstoffes in die Biomasse aufgenommen und erscheint damit auch nicht in der Bilanz. Deutlich erkennbar ist dies in Abb. 1, wo es innerhalb der ersten 10 Stunden zu keinem NH_4-N-Anstieg und zu Versuchsende zu einem Absinken der N-Konzentration in der Nährlösung kommt.

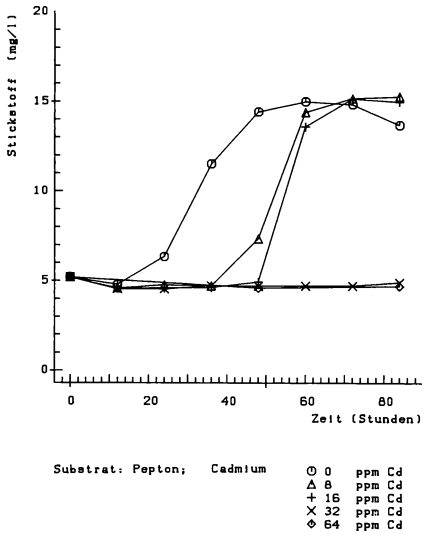


Abb. 1: Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton durch *P. aeruginosa* unter Cadmiumbelastung

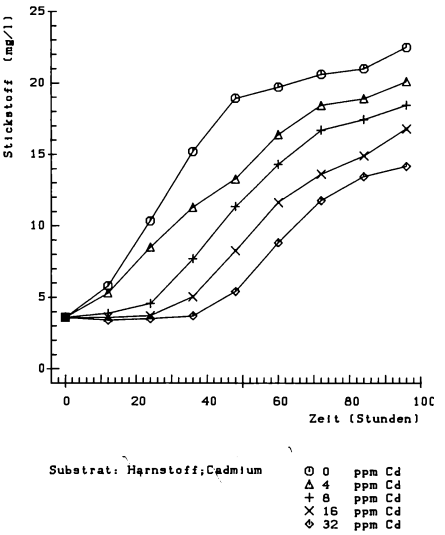


Abb. 2: Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Harnstoff durch *P. aeruginosa* unter Cadmiumbelastung

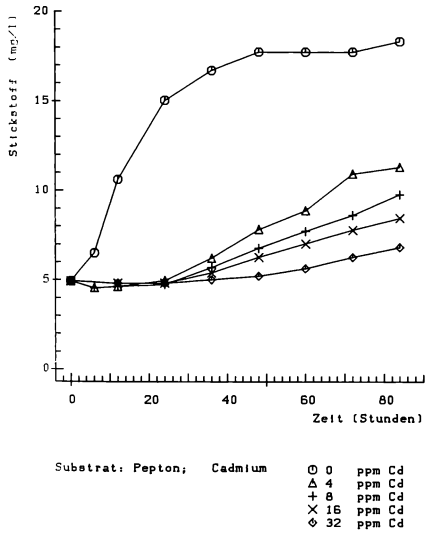


Abb. 3: Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton durch *B. megaterium* unter Cadmiumbelastung

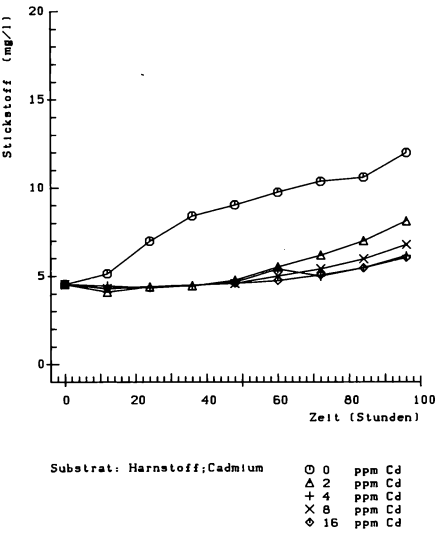


Abb. 4: Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Harnstoff durch *B. megaterium* unter Cadmiumbelastung

Die mit Cadmium belasteten Ansätze (Abb. 1 - 4), die hier stellvertretend auch für Zink und Blei behandelt werden sollen, lassen eine deutliche konzentrationsabhängige Wirkung auf die Ammoniumfreisetzung erkennen. Dabei kommt es in allen Versuchen zu einem gegenüber den Kontrollproben zeitlich verschobenen Einsetzen der NH_4-N-Freisetzung. Teilweise ist dieser spätere Beginn der Mineralisation gepaart mit einer geringeren Abbaurate, ersichtlich an dem flacheren Verlauf der 'belasteten' Kurven. Die Hemmung wird jedoch hier nicht in ihrem vollen Umfang deutlich, da sich vermutlich das Verhältnis von aufgenommenem zu freigesetztem Stickstoff durch die Metalleinwirkung in Richtung des abgegebenen Ammoniums verschiebt, sodaß von einer wesentlich stärkeren Inhibition ausgegangen werden kann, wenn man den Gesamt-N-Umsatz zugrunde legt.

3.2

Die Grafik der prozentualen Hemmung (Abb. 5) läßt erkennen, daß die Verringerung der NH_4-Freisetzung im Konzentrationsbereich bis 20 ppm Cd bei beiden Substraten im Versuchszeitraum von 84 Stunden nahezu identisch ist. Dabei muß man jedoch die unterschiedlich hohe N-Aufnahme durch die Organismen bei den verschiedenen Verbindungen berücksichtigen, so daß ein Teil der geringeren Flächen- und Prozentwerte auf dieser Resorption und nicht auf einer Abbauhemmung beruht. Erst bei höheren Metallgehalten kommt es zu unterschiedlichen Kurvenverläufen. In den Ansätzen mit Pepton (Abb. 5) steigt die Kurve bei Cadmiumkonzentrationen von 32 und 64 ppm über die 100 % Marke hinaus (108.5 % bzw. 107.1 %), was gleichbedeutend mit einer Ammoniumaufnahme bei gehemmtem Peptonabbau ist. Dieser Prozeß zeigt jedoch leicht rückläufige Tendenz, ersichtlich am geringeren Prozentwert bei -4 ppm, was auf einer gesteigerten Hemmung des Grundstoffwechsels beruht. Bei Wachstum in harnstoffhaltigem Milieu knickt die Kurve im oberen Bereich (16 und 32 ppm Cd) leicht ab, d. h., es kommt zu keiner linearen Verstärkung der Hemmung mit zunehmender Cd-Konzentration, wie sie bei Pepton festgestellt werden kann. Hier fehlt jedoch ein Wert bei 64 ppm Cd, der über den weiteren Verlauf deutlichere Auskunft geben könnte.

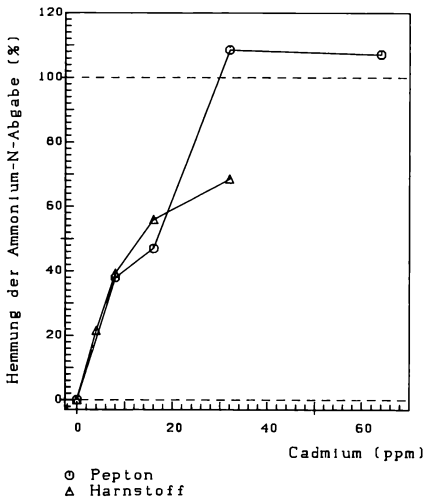


Abb. 5: Prozentuale Hemmung der Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton und Harnstoff durch *P. aeruginosa* unter Cadmiumbelastung

Die Zinkkurven (Abb. 6) bestätigen das bei Cadmium Festgestellte. An Hand der Peptonversuche ist ein linearer Bezug der Hemmung zur Zn-Konzentration zu erkennen, wobei es bei dem 72-ppm-Ansatz zu keiner NH_4-Abgabe, sondern im Vergleich zum 0-Wert (t = 0) zu einer Abnahme der Ammoniumkonzentration kommt. Die Ansätze mit Harnstoff und steigender Zn-Konzentration zeigen dagegen einen deutlich asymptotischen Kurvenverlauf.

Die zugehörigen Bleiversuche (Abb. 7) bringen bezüglich der Ammoniumfreisetzung nach Abbau der beiden untersuchten Substrate durch *P. aeruginosa* keine neuen Erkenntnisse. Das bedeutet, das Abbauverhalten entspricht dem in den Cd- und Zn-Versuchen.

Für *B. megaterium* machen die entsprechenden Grafiken (Abb. 8, 9, 10) deutlich, wie stark die Wirkung der drei Schwermetalle auf die Freisetzung dieser N-Verbindung und damit den Abbau ist: 2 ppm Cadmium (bei Harnstoff) bzw. 4 ppm Cd (bei Pepton) hemmen die Abgabe bereits um 80 bzw. 77 % (Abb. 8). Der hier bei beiden Substraten auftretende asymptotische Verlauf der Kurven zeigt jedoch auch, daß es selbst bei relativ hohen Cd-Konzentrationen noch zur NH_4-Freisetzung kommt.

Für Zink ergibt sich (Abb. 9) eine prozentuale Hemmung der Aktivität (gemessen an der NH_4-Abgabe), die für beide Substrate, bezogen auf die jeweilige Kontrollserie, nehezu gleich ist. Absolut ist freilich, daß die NH_4-Freisetzung in den Harnstoff-Serien nur halb so hoch wie in jenen mit Pepton ist.

Bei Bleizugabe kann man einzig Pepton eine hemmungsmindernde Wirkung attestieren (Abb. 10), freilich mit Einschränkungen, da das Blei wegen seiner schlechten Löslichkeit schwer zu beurteilen ist. Läßt man den Bleiversuch unberücksichtigt, so sind in den Ansätzen mit Zink Harnstoff und Pepton als zwei die Hemmung nahezu gleich beeinflussende Substrate zu werten.

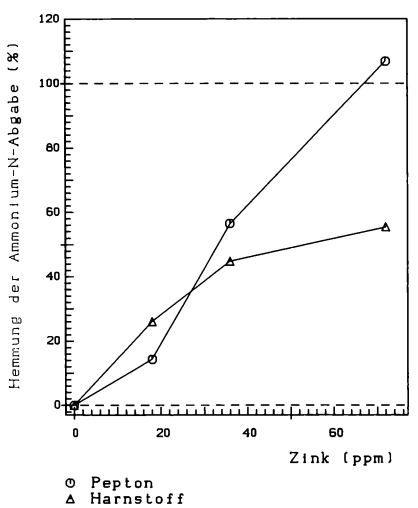


Abb. 6: Prozentuale Hemmung der Ammoniumfreisetzung beim Abbau und Harnstoff durch *P. aeruginosa* unter Zinkbelastung

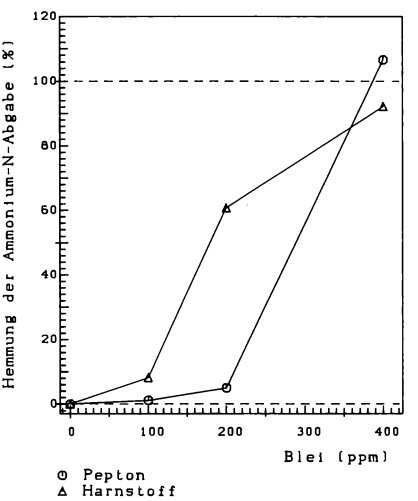


Abb. 7: Prozentuale Hemmung der Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton und Harnstoff durch *P. aeruginosa* unter Bleibelastung

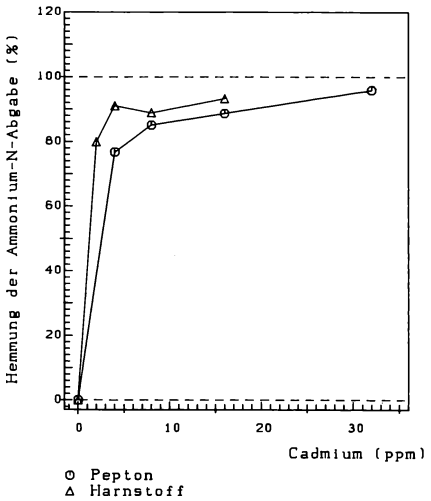


Abb. 8: Prozentuale Hemmung der Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton und Harnstoff durch *B. megaterium* unter Cadmiumbelastung

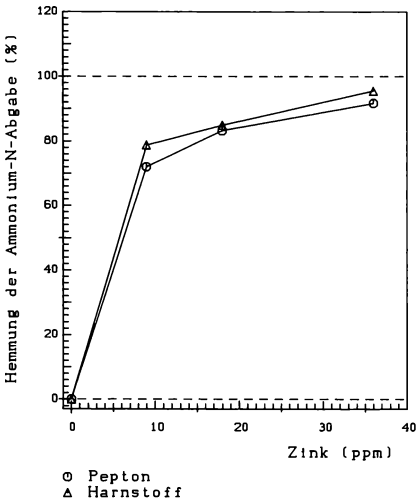


Abb. 9: Prozentuale Hemmung der Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton und Harnstoff durch *P. megaterium* unter Zinkbelastung

Tab. 4: Cadmium- und Zinkgehalte im Wasser und Sediment (- = keine Messung)

C A D M I U M					Z I N K				
Zugabe ppm	Wasser (mg/l)	Sediment (mg/kg) gesamt	oben	unten	Zugabe ppm	Wasser (mg/l)	Sediment (mg/kg) gesamt	oben	unten
0	-	0.07	0.14	0.11	0	0.02	12.2	18.2	4.85
4	0.71	19.80	77.30	0.13					
8	1.17	64.50	165.30	0.14	9	1.70	132.2	-	-
16	3.24	99.40	-	-	18	3.60	178.6	298.1	31.15
32	7.85	169.40	-	-	36	11.00	245.4	621.0	42.60
					72	17.10	481.4	-	-

Tab. 5: Schwermetallgehalte im Sediment nach fraktionierter Trennung (in %)

	leicht verfügbar	mittelschwer verfügbar	schwer verfügbar
Cd	26 - 36	36 - 45	12 - 22
Zn	41 - 52	22 - 23	24 - 27
Pb	4 - 8	3 - 5	88 - 92

leicht verfügbar = durch Kationenaustausch und Adsorption gebunden
mittelschwer verfügbar = an organische Substanz gebunden
schwer verfügbar = Metallhydroxide, -phosphate, -karbonate

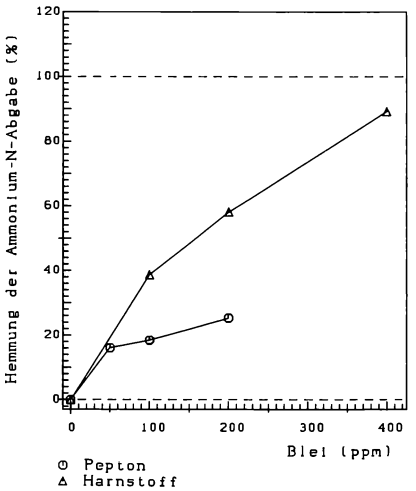


Abb. 10: Prozentuale Hemmung der Ammoniumfreisetzung beim Abbau von Pepton und Harnstoff durch *B. megaterium* unter Bleibelastung

3.3

Zusammenfassend kann man feststellen, daß *P. aeruginosa* der Organismus mit der höheren und *B. megaterium* der mit der geringeren Toleranz ist. Dies stimmt mit Angaben bei BABICH u. STOTZKY (1976) überein. Cadmium hemmt bei gleichen Konzentrationen und bei beiden Bakterien stärker als Zing; im Bereich über 80 % gleichen sich die Werte an.

Die Wirkung der Substrate ist bei den untersuchten Organismen und Schwermetallen verschieden. *P. aeruginosa* wird in den Zinkansätzen mit Pepton deutlich geringer gehemmt als in denjenigen mit Harnstoff. Für Cadmium gilt dies nur in abgeschwächter Form. Die *B. megaterium*-Versuche zeigen nur bei Cadmium größere Differenzen zwischen der Wirkung von Harnstoff und Pepton, wobei Harnstoff in stärkerem Maße die Hemmung mindert. Die Zinkwerte sind für beide Substrate nahezu gleich. Vergleichbare Untersuchungen anderer Autoren fehlen.

Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen im Sediment und Wasser zeigen, daß mit steigender Schwermetallzugabe deren Absolutwerte im Sediment und Wasser zunehmen (Tab. 4). Der überwiegende Teil der Metalle wird an das Sediment adsorbiert. Dabei beschränkt sich die Bindung auf die oberste (ca. 5 mm) Sedimentschicht (Tab. 4). Nur Zink läßt eine leichte Verlagerung in tiefere Bereiche erkennen.

Aufgrund der Auftrennung der im Sediment vorhandenen Schwermetalle in Fraktionen verschiedener Verfügbarkeit zeigt sich (Tab. 5), daß Cadmium und Zink in erster Linie in der leicht (durch Adsorption und Kationenaustausch gebunden) und moderat (an organsische Substanzen gebunden) verfügbaren Fraktion zu finden sind. Blei ist dagegen überwiegend fester gebunden (Schwermetall-Hydroxide, -Phosphate, -Karbonate).

Literatur

BABICH H., STOTZKY G., 1976: Sensitivity of various bacteria, including Actinomycetes and Fungi to cadmium and the influence of pH on sensitivity. Appl. Environ. Microbiol. 33: 681 - 695.

BABICH H., STOTZKY G., 1985: Heavy metal toxicity to microbemediated ecologic processes. Environ. Res. 36: 111 - 137.

CALMANO W., FÖRSTNER U., 1983: Chemical extraction of heavy metals in polluted river sediments in central Europe. Sci. total Environ. 38: 77 - 90.

DEMAYO A., TAYLOR M.C., TAYLOR K.W., HODSON P.V., 1982: Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants and livestock. Crit. Rev. in Environ. Contr. 12: 257 - 305.

FÖRSTNER U., MÜLLER G., 1974: Schwermetalle in Flüssen und Seen. Berlin/Heidelberg/ New York (Springer).

HOUBA C., REMACLE J., 1982: Distribution of heavy metals in sediments of river Vesdre (Belgium). Environ. techn. Lett. 3: 237 - 240.

LUOMA S.N., 1983: Bioavalibility of trace metals to aquatic organisms - a review. The Science of the total Environm. 38: 1 - 22.

MERCK, 1978: Die Untersuchung des Wassers. 9. Aufl.

ORION, 1979: Instruction Manual Ammonia elektrode 95-10. Cambridge Mass. (Orion Res. Inc.).

REMACLE J., HOUBA C., NINANE J., 1982: Cadmium fate in bacterial microorganisms. Water, Air Soil Poll. 18: 455 - 467.

SCHEJA G., KUNZE C., 1985: Einfluß von Schwermetallen auf den Abbau N-haltiger organischer Verbindungen durch Bakterien. Verh. Ges. Ökol. 13: 519 - 524.

STEUBING L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Berlin/Hamburg (Parey).

STÖCKMANN A., KUNZE C., 1987: Untersuchungen zum Gütezustand eines Mittelgebirgsbaches. Verh. Ges. Ökol. 15:

TAYLOR M.C., DEMAYO A., TAYLOR K.W., 1982: Effects of Zinc on humans, laboratory and farm animals, terrestrical plants and freshwater aquatic life. CRC Crit. Rev. Environ. Contr. 12: 113 - 181.

WARINWRIGHT M., DUDDRIDGE J.E., 1982: Effects of heavy metals on enzym synthesis in substrate-amanded river sediments. Eur. J. of Appl. Microbiol. Biotechn. 15: 241 - 245.

WHITTON B.A., 1984: Algae as monitors of heavy metals in freshwater. In: (Ed. SHUBERT L.E.): Algae as Ecological Indicators. London (Academic Press): 257 - 281.

Adresse:

Gotthard Scheja
Prof. Dr. C. Kunze
Institut für Pflanzenökologie Univ.
Heinrich-Buff-Ring 38

D-6300 Gießen

Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Die Konfliktbewertungsmethode in der Umweltverträglichkeitsprüfung

Peter Rücker

S y n o p s i s

The conflict valuation method (KBM) includes the attempt to select those by landscape manipulation mostly endangered animal-/plant-groups, which will have to be studied in their environments, in focusing fundamental research on 'matrices' - first to determine the distribution of organisms in time and space, second to analyse the pathways of the manipulation-envolved effective forces in time and space - and in constructing connective matrices.

Conflict valuation method, environmental impact analysis, environmental impact assessment (EIA), landscape ecology, road planning.

1. Problemstellung

Die Bemühungen um eine Novellierung des Naturschutzrechts reichen in das Jahr 1975 zurück: am 12. September des Jahres wurden von der damaligen Bundesregierung die 'Grundsätze für die Prüfung der Umweltverträglichkeit öffentlicher Maßnahmen des Bundes' beschlossen, welche in der Planungs-, Wissenschafts- und Verwaltungspraxis mit dem Namen 'Umweltverträglichkeitsprüfung' (UVP) Eingang gefunden haben (OLSCHOWY 1983). Ein Jahr später, am 20. Dezember 1976, wurde schließlich das umfassende Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) verabschiedet (STORM P.-C. 1981). Seitdem haben sich zum einen Landschaftsplaner darum bemüht, UVP-Ansätze in bestehende Verfahren zu integrieren (maßnahmebezogen von BECHMANN [1983] und als Projekt-UVP von SPINDLER [1983] bezeichnet) bzw. als grundlegendere Konzepte zu entwickeln (bei BECHMANN [1983] umweltbezogen bei SPINDLER [1983] Prozeß-UVP genannt), zum anderen haben Naturwissenschaftler versucht, im Rahmen gesamtökologischer Gutachten die abstrakte Gesetzesgrundlage UVP in meist projektbezogenen Untersuchungsverfahren inhaltlich zu konkretisieren (vgl. z. B. SUKOPP et al. 1979). Allen vorliegenden Ansätzen mangelt es nach Ansicht des Verfassers an einer systematischen Aufbereitung, welche mit Hilfe des Instrumentariums der ökologischen Wirkungs-/Risikoanalyse möglich erscheint (nach BACH-FISCHER 1978, KRAUSE 1980). Die Vorhersage negativer Zustandsänderungen, die Beurteilung der ökologischen Nutzungsverträglichkeiten an Hand von Primär- und Sekundärinformationen (d. h. von Gelände- und Literaturdaten) darf nicht mehr in ihrer Aufbereitung davon abhängen, "wo welche naturkundlichen Experten oder Interessierte wohnen" (KIEMSTEDT et al. 1982: 151, Fußnote); sie darf auch nicht unmittelbar vom finanziellen Budget oder dem Gerätebestand eines Freilandökologen beeinflußt werden. Sie muß nach Meinung des Verfassers vielmehr - in konkreter Anwendung des Verfahrens der ökologischen Risikoanalyse - sich aus einer umfassenden Aufbereitung von Sekundärinformationen an Hand des unten vorgestellten Verfahrens der Konfliktbewertungsmethode (KBM) und einem darauf aufbauenden gewichtigen Freilanduntersuchungspart zusammensetzen.

Ziel der Konfliktbewertungsmethode ist die Auswahl von Konfliktmomenten und adäquaten Untersuchungsmethoden, welche - projektbezogen - primär an die wichtigsten Glieder eines Eingriffes gebunden sein muß:

- die Betroffenen (hier: Tier- und Pflanzenwelt),
- die Verursacher (im folgenden z. B. Straßenbau).

Dabei geht der Ansatz davon aus, daß das Kennzeichen jeglicher Lebensform ihre Einbindung in Raum und Zeit darstellt (KREBS 1978: 9). Die Vielfalt der Lebensformen im Pflanzen- und Tierreich hat zu einer Vielschichtigkeit und Komplexität der Lebensbeziehungen geführt, die eine Analyse des Raum-Zeit-Musters auch nur einzelner Individuen dem Ökosystemforscher äußerst erschweren. Nichtsdestoweniger ist er darum bemüht, zumindest Teilbereiche dieses Musters darzustellen und in Modellen zu simulieren.

Die Wirkfaktoren einer geplanten Eingriffsmaßnahme (beim Straßenbau z. B. Abgase) weisen nun ebenfalls Raum-Zeit-Muster ihrer Ausbreitung auf. Konfliktmomente treten dann auf, wenn die genannten Raum-Zeit-Muster Überschneidungsmomente besitzen. Durch Analyse der Raum-Zeit-Muster von potentiell betroffenen Tier- und Pflanzengruppen sowie von Nutzungsformen und deren anschließende Verknüpfung über die Raum-Zeit-Struktur (Gleichräumigkeit und Gleichzeitigkeit) kann also das vorhersehbare Ausmaß der Überschneidung festgestellt werden. Die konkreten Arbeitsschritte werden nachfolgend erläutert.

2. Verfahren

Als Arbeitsinstrument zur Darstellung der Raum-Zeit-Bindung von Tieren und Pflanzen bzw. Wirkfaktoren erweist sich die Verwendung von Matrizes, Tabellenfeldern, als sinnvoll, mit deren Hilfe auch Verflechtungsmatrizes übersichtlich aufzustellen sind (vgl. ASHBY 1974, KRAUSE 1980). Hierbei wird zum einen die Systematik des Tier- und Pflanzenreiches auf

Tab. 1: Gewichtungsverfahren für die Stämme des Regnum animalium, die Klassen der *Arthropoda* und die Ordnungen der *Insecta* an Hand der Angaben der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland
3. Fassung; [m] = marin, nicht in die Matrizes aufgenommen; nach SUKOPP et al. 1978, BLAB et al. 1984.

	Artenzahl (BRD)	Arten gefährdet (BRD)	Anteil an Kategorie A (%)	Anteil an Artenzahl (BRD) B (%)	$\frac{A+B}{2}$ (%)
TIERSTAMM					
1. *Flagellata*	34	28	82.4	0.7	41.6
15. *Mollusca*	301	145	48.2	3.5	25.9
17. *Echiurida* [m]	1	1	100.0	0.0	50.0
22. *Arthropoda*	10 369	3 662	35.3	89.1	62.2
25. *Echinodermata* [m]	37	19	51.4	0.5	25.8
28. *Chordata*	500	253	50.6	6.2	28.4
SUMME	11 242	4 108			
ARTHROPODENKLASSE					
2. *Arachnida*	842	119	14.1	3.3	8.7
4. *Crustacea*	153	42	27.5	1.2	14.4
9. *Insecta*	9 374	3 501	37.4	95.5	66.5
SUMME	10 369	3 662			
INSEKTENORDNUNG					
5. *Ephemeroptera*	81	57	70.4	1.6	36.0
6. *Odonata*	80	43	53.8	1.2	27.5
7. *Plecoptera*	119	44	37.0	1.3	19.2
10. *Saltatoria*					
11. *Phasmida*	80				
12. *Dermaptera*	6				
13. *Blattaria*	10				
14. *Mantodea*	1	36	37.1	1.0	19.1
19. *Heteroptera*	800	41	5.1	1.2	3.2
21. *Thysanoptera*	222	25	11.3	0.7	6.0
22. *Coleoptera*	4 000	1 686	42.2	48.2	45.2
24. *Hymenoptera*	1 686	615	36.5	17.6	27.1
25. *Megaloptera*	3				
26. *Raphidioptera*	10				
27. *Planipennia*	90	52	50.5	1.5	26.0
29. *Mecoptera*	8	1	12.5	0.0	6.3
30. *Diptera*	600	199	33.2	5.7	19.5
31. *Trichoptera*	278	168	60.4	4.8	32.6
32. *Lepidoptera*	1 300	534	41.1	15.3	28.2
SUMME	9 374	3 501			

verschiedenen Ebenen, d. h. Kategorien, zugrundegelegt, zum anderen die in der Literatur genannten Wirkfaktoren des hier gewählten Beispiels der Eingriffsmaßnahme Straßenbau. Einer Strukturierung der Flora und Fauna an Hand biozönotischer Taxa stehen insbesondere auf zoozönotischer Ebene kaum überwindbare Schwierigkeiten entgegen (s. u.).

Von seiten der Landschaftsplanung ist der Einwand erhoben worden, daß eine ungewichtete Berücksichtigung aller Zoo- und Phytotaxa zwar einem ökologischen Verständnis der Untersuchung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes entspreche, für die Planungspraxis und ihre Durchsetzungsfähigkeit gegenüber anderen Interessenressorts jedoch unpraktikabel sei: weil auch die Gesetzesgrundlagen auf der Berücksichtigung von Arten der Roten Liste aufbauen und grundsätzlich alle Aussagen über die Gefährdung von Biozönosen letztendlich auf der Gefährdung deren einzelner Arten basieren, werden die verschiedenen zoo- und phytosystematischen Taxa einer Gewichtung an Hand der Roten Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland (in der dritten Fassung) unterzogen (vgl. BLAB et al. 1984).

2.1 Ermittlung von Gewichtungsfaktoren

Das gewählte Gewichtungsverfahren ist SUKOPP et al. (1978: 83 ff.) entlehnt. Es werden für jedes zoo- bzw. phytosystematische Taxon innerhalb einer Kategorie (z. B. Tierstamm der *Arthropoda*) zwei Prozentwerte ermittelt: zum ersten der Gefährdungsanteil der Arten eines Taxons an der Gesamtzahl aller gefährdeten Arten in der Bundesrepublik Deutschland, zum zweiten der Gefährdungsanteil innerhalb des Taxons. Aus beiden Prozentzahlen wird das arithmetische Mittel gebildet. In den Tab. 1 und 2 sind Gewichtungsreihen angegeben für die Tierstämme, Arthropodenklassen und Insektenordnungen sowie die Pflanzenklassen (Auswahlmodus s. u.).

Beispiel: Von 10 369 Arthropodenarten in der Bundesrepublik Deutschland sind 3 662 Arten gefährdet (es werden alle Gefährdungsstufen einfach aufsummiert, um das Gewichtungsverfahren nicht weiter zu komplizieren), das sind 89.1 % aller gefährdeten Tierarten der Bundesrepublik, 35.3 % der Arthropodenarten, im Mittel also 62.2 %.

Durch diese Gewichtung werden gerade auch Taxa berücksichtigt, die wenige, jedoch hoch gefährdete Arten besitzen. Aus den Tab. 1 und 2 ist zu ersehen, daß für viele Taxa eine Gewichtung nicht möglich war, weil auch

Tab. 2: Gewichtungsverfahren für die Klassen des Regnum plantarum an Hand der Angaben der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland und geschätzte Werte
3. Fassung; nach SUKOPP et al. 1978, BLAB et al. 1984.

	Artenzahl (BRD)	Arten gefährdet (BRD)	Anteil an Kategorie A (%)	Anteil an Artenzahl (BRD) B (%)	A+B / 2 (%)
PFLANZENKLASSE					
10. *Chlorophyceae*	34	28	82.4	1.2	41.8
11. *Phaephyceae*	4	4	100.0	0.2	50.1
12. *Rhodophyceae*	28	28	100.0	1.2	50.6
17. *Ascomycetes*	+2 000	70	3.5	2.9	3.2
18. *Basidiomycetes*	2 337	860	36.8	35.7	36.3
19. *Ascolichenes*					
20. *Basidiolichenes*	1 850	416	22.5	17.3	19.9
21. *Hepaticae*	+400	41	10.3	1.7	6.0
22. *Musci*	+600	98	16.3	4.1	10.2
24. *Lycopodiatae*					
25. *Equisitatae*					
26. *Filicatae*					
28. *Pinatae*					
33. *Dicotyledoneae*					
34. *Monocotyledoneae*	2 476	862	34.8	35.8	35.3
SUMME	9 729	2 407			

in der (gegenüber der zweiten stark verbesserten) dritten Fassung der Roten Liste die vollständigen Angaben fehlen (solche Taxa erhalten lediglich den Faktor 1).

In diesem Punkt sind die zoo- und phytologischen Systematiker zu intensiver Mitarbeit eingeladen.

Schließlich ist eine vergleichbar gewichtete Darstellung von Wirkfaktoren nach Ansicht des Verfassers ebenso sinnvoll, wie an Hand der Tab. 3 zu erkennen ist. Hier wurden ebenfalls arithmetisch ermittelte Prozentwerte gebildet aus: I. dem Anteil eines Wirkfaktors an den gesamten Wirkfaktoren der Eingriffsmaßnahme Straßenbau, II. dem Anteil, den dieser Wirkfaktor bei der speziell gewählten Maßnahme Straßenbau im Vergleich zu anderen potentiellen Eingriffsmaßnahmen besitzt.

Beispiel: Der Anteil des Wirkfaktors NO_x innerhalb der Wirkfaktoren 'Straße' beträgt 6.5 % (ermittelt aus absoluten Emissionsangaben); der Anteil, welchen der Straßenverkehr zum gesamten NO_x-Ausstoß in der Bundesrepublik Deutschland beiträgt, beträgt ca. 45 %, wodurch der Gewichtungsfaktor 25.8 % zustandekommt.

Tab. 3: Gewichtungsverfahren für die Wirkfaktoren der Eingriffsmaßnahme 'Straßenbau' nach Flächenverbrauchs- und Emissionsangaben in der Bundesrepublik Deutschland

+ geschätzte Werte; anlage- zu betriebsbedingten Wirkungen mit 1 : 1 angenommen; nach BUCHWALD, ENGELHARDT 1978; ELLENBERG et al. 1981; MICHELSEN, ÖKO-INSTITUT 1984.

				Anteil durch Straßen (BRD) am Wirkfaktor A (%)	Anteil des Wirkfaktors an den Wirkfaktoren "Straße" B (%)	$\frac{A+B}{2}$ (%)
ANLAGE	Versiegelung		1. Trasse	2.5	13.3	7.9
			2. Seitenbauwerk	2.2	11.7	7.0
			3. Grundwasserabsenkung	4.7	25.0	14.9
BETRIEB	Immissionen	fest	4. Staub und Ruß	3.0	0.2	1.6
			5. Fahrbahnabrieb	100.0+	0.1	50.1
			6. Bremsbelagabrieb	100.0+	0.1	50.1
			7. Reifenabrieb	100.0+	0.5	50.3
			8. Auto- und Reifenteile	1.0+	0.0	0.5
		flüssig	9. Herbizide	1.0+	0.0	0.5
			10. Insektizide	1.0+	0.0	0.5
			11. Auftausalze	90.0+	8.0	49.0
			12. Benzin, Öl	10.0+	1.0	5.5
		gasförmig	13. NO_x	45.0	6.5	25.8
			14. SO_2	2.0	0.5	1.3
			15. CO	60.0	29.3	44.7
			16. Kohlenwasserstoffe	37.0	3.8	20.4
			17. Pb	57.0	0.0	28.5
			18. Cd	5.0	0.0	2.5
			19. Andere Schwermetalle	1.0+	0.1	0.6
			20. Geräusche	50.0	0.0	25.0

Zu beachten ist an dieser Stelle, daß für Tab. 3 einige Zahlen geschätzt werden mußten und das Verhältnis von anlage- zu betriebsbedingten Wirkfaktoren mit 1 : 1 gewählt wurde.

2.2 Matrizes zur Raumbindung von Tieren und Pflanzen

Die Matrizes (Abb. 1 - 3) geben für die Stämme des Tierreichs, die Klassen der *Arthropoda* (Gliederfüßler) sowie die Ordnungen der *Insecta* (Insekten) die Lebensräume ihrer Vertreter wieder, die der jeweils angegebenen Literatur entnommen sind (zur Vorgehensweise der Auswahl vgl. Kap. 2.4), Matrix Abb. 4 entsprechend für die Klassen des Pflanzenreichs. Die in 2.1 ermittelten Gewichtungsfaktoren sind ebenfalls angegeben.

2.3 Matrix zur Raumwirksamkeit der Eingriffswirkfaktoren 'Straße'

Matrix Abb. 5 enthält die Wiedergabe der räumlichen Expansion von Wirkfaktoren des Verursachers 'Straßenbau', ebenfalls unter Hinzufügung der Gewichtungsfaktoren aus Kap. 2.1, wobei die Klassifikation des Raumes mit der in den Abb. 1 - 4 identisch ist.

2.4 Verflechtungsmatrizes zur Aufdeckung von Konfliktmomenten zwischen Wirkfaktoren und Fauna und Flora

Ziel der Aufstellung von Verflechtungsmatrizes zwischen den Matrizes 'Tier-/Pflanzenwelt - Lebensräume' (Abb. 1 - 4) und der Matrix 'Lebensräume - Wirkfaktoren' (Abb. 5) ist eine direkte Zuordnung der Wirkfaktoren zu entsprechenden Tier-/Pflanzentaxa. Der Versuch, diese Zuordnung an Hand der Literatur in einem direkten Schritt, ohne Klassifikation über die Raum-Zeit-Struktur, vorzunehmen, würde mangels Überschaubarkeit scheitern. Ermittelte man dabei jeweils lediglich für *einen* Wirkfaktor die Konflikthäufigkeit mit jedem Tier-/Pflanzentaxon, erhielte man eine Konfliktmatrix, in welcher fast jedes Zoo-/Phytotaxon über einen bestimmten Lebensraum mit jedem Wirkfaktor eine Verknüpfung aufwiese. Da ein Wirkfaktor oft jedoch ein Tier-/Pflanzentaxon in *mehreren* Biotopen 'berührt', erachtet der Verfasser eine quantitative Angabe der Zahl der Biotope, über welche *ein* Wirkfaktor ein Zoo-/Phytotaxon beeinträchtigt, als sinnvoll, und zwar entweder ohne oder mit Gewichtungen. Matrix Abb. 6 zeigt eine ungewichtete und damit zunächst einfacher nachvollziehbare Verknüpfung der Matrizes 1 und 5: Matrix 1 + Matrix 5 = Matrix 6.

Hierin bedeutet z. B., daß der Stamm der *Flagellata* über vier Teillebensräume mit dem Wirkfaktor 'Auftausalze' verknüpft ist usw.

Durch Aufsummierung aller Konfliktpunkte (aller Wirkfaktoren) für jedes Zoo-/Phytotaxon erhält man eine relative Konfliktgefährdung der Tier-/Pflanzentaxa untereinander.

Hier wie in den folgenden Matrizes tritt das Problem auf, daß Pflanzen und Tiere nicht nur direkt Betroffene, sondern gleichzeitig auch Lebensräume für andere Pflanzen und Tiere darstellen, wodurch in Matrix 5 schon eine direkte Verknüpfung mit den abstrakten Begriffen 'Pflanze' bzw. 'Tier' stattgefunden hat. Unter der Prämisse, daß es sich um *andere* Tier-/Pflanzentaxa (als Betroffene) bei der Erstellung der folgenden Matrizes handelt, kann ein Zirkelschluß als vermieden angesehen werden.

Verwendet man die Gewichtungsfaktoren in den Matrizes Abb. 1 und 5 als Multiplikatoren in der Weise, daß z. B. der Stamm der *Flagellata* (M_1 = 41.6) über vier Teillebensräume mit dem Wirkfaktor 'Auftausalze' (M_2 = 49.0) verknüpft ist, erhält man als gewichtetes Produkt einen Wert von 4 x 41.6 x 49.0 = 8 154, als Summe aller Wirkfaktoren 60 187.

Matrix Abb. 7 zeigt die gewichtete Verflechtung der Wirkfaktoren 'Straßenbau' mit den Stämmen des Tierreichs. Eine solche differenzierte Darstellung führt zu einer realitätsnahen Feststellung einer Rangfolge (R_1) an Hand der Konfliktpunktsummen, wobei artenreiche Stämme auf Grund der großen ökologischen Potenz hohe Werte erzielen. Daher ist zusätzlich eine weitere, auf die einzelne Art (eines Taxons) bezogene Rangfolgenbildung (R_2) angegeben, welcher die Konfliktpunktbildung pro Art für die einzelnen Taxa zugrundelieqt. Eine Verrechnung beider Rangfolgen wird nicht vorgenommen (s. u.). Die Konfliktbewertungsmethode wird an Hand Rangfolge R_1 fortgeführt.

LEBENSRAUM / TIERSTAMM	Gewichtung	Boden			Wasser			Luft (m)						Pfl.		Tier	
		-oberfläche	Ober-	Unter-	Fließ-	Still-	Quell-	<0.1	<1.0	<5.0	<10.0	<100.0	<1000.0	Oberfläche	Inneres	Oberfläche	Inneres
1. Flagellata (Geißeltierchen)	41.6				x	x	x										x
2. Rhizopoda (Wurzelfüßler)	1.0	+	+		+	+	+										+
3. Sporozoa (Sporentierchen)	1.0																+
4. Protociliata	1.0																+
5. Ciliata (Wimpertierchen)	1.0	+	+		+	+	+										+
6. Mesozoa	1.0																+
7. Porifera (Schwämme)	1.0				+	+	+										
8. Cnidaria (Nesseltiere)	1.0				+	+	+										
9. Ctenophora (= Acnidaria; Rippenquallen)																	
10. Plathelminthes (Plattwürmer)	1.0	+	+		+	+	+										+
11. Entoprocta (= Kamptozoa; Kelchwürmer)	1.0				+	+	+										
12. Nemertini (Schnurwürmer)	1.0	+	+		+	+	+	+						+			+
13. Nemathelminthes (Schlauchwürmer)	1.0	+	+	+	+	+	+	+	+					+			+
14. Priapulida (Priapswürmer)																	
15. Mollusca (Weichtiere)	25.9	x	x	x	x	x	x	x	x								
16. Sipunculida (= "kleine Röhre")	1.0	+	+	+												+	
17. Echiurida (Igelwürmer)																	
18. Annelida (Ringelwürmer)	1.0	+	+	+	+	+	+	+	+							+	
19. Onychophora (Stummelfüßer)	1.0	+	+	+		+								+			
20. Tardigrada (Bärtierchen)	1.0	+	+		+	+	+	+	+					+			
21. Pentastomida (Fünfmünder, Zungenwürmer)	1.0																+
22. Arthropoda (Gliederfüßer)	62.2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
23. Tentaculata (Kranzfühler)	1.0				+	+	+										
24. Hemichordata (Kragentiere)	1.0															+	
25. Echinodermata (Stachelhäuter)																	
26. Pogonophora (Bartwürmer)																	
27. Chaetognatha (Pfeilwürmer)																	
28. Chordata (Chordatiere)	28.4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	

Anmerkung: Der Stamm der Flagellata ist identisch mit den Klassen 3.-10. (Algen) der Pflanzensystematik.

Abb. 1: Matrix 1: Welcher Tierstamm besitzt Vertreter welcher Zone welchen Lebensraumes?
^{x}mit, $^{+}$ohne Gewichtungsfaktor nach Tab. 1;
zusammengestellt nach WURMBACH 1968; CLAUS et al. 1971; URANIA-TIERREICH 1974; KÜKENTHAL, RENNER 1978; KAESTNER 1980

LEBENSRAUM / TIERKLASSE	Gewichtung	Boden			Wasser			Luft (m)						Pfl.		Tier	
		-oberfläche	Ober-	Unter-	Fließ-	Still-	Quell-	<0.1	<1.0	<5.0	<10.0	<100.0	<1000.0	Oberfläche	Inneres	Oberfläche	Inneres
1. Merostomata (Schwertschwänze + Seeskorpione)																	
2. Arachnida (Spinnentiere)	8.7	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
3. Pantopoda (Asselspinnen)	1.0													+		+	
4. Crustacea (Krebstiere)	14.4	x	x		x	x	x	x	x					x		x	
5. Chilopoda (Hundertfüßer)	1.0	+	+					+	+	+	+	+		+			
6. Diplopoda (Tausendfüßer)	1.0	+	+					+						+			
7. Pauropoda (Wenigfüßer)	1.0	+	+					+						+			
8. Symphyla (Zwergfüßer)	1.0	+	+					+									
9. Insecta (Kerbtiere)	66.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Abb. 2: Matrix 2: Welche Tierklasse der *Arthropoda* (Gliederfüßler) besitzt Vertreter in welcher Zone welchen Lebensraumes?
^{x}mit, $^{+}$ohne Gewichtungsfaktor nach Tab. 1;
zusammengestellt nach URANIA-TIERREICH 1974

Der Stamm mit der höchsten Konfliktpunktzahl *(Arthropoda)* aus Matrix Abb. 7 wird nun innerhalb Matrix Abb. 8 weiter aufgeschlüsselt: Matrix 2 + Matrix 5 = Matrix 8. Matrix Abb. 9 (= Matrix 3 + Matrix 5) gibt die Konfliktbewertung der Ordnungen der *Insecta* wieder, wobei das Verfahren an dieser Stelle für das Tierreich abgebrochen wird. Schließlich ist der Matrix Abb. 10 (= Matrix 4 + Matrix 5) aus dem Bereich der Pflanzenwelt die mit einer Straßenbaumaßnahme am meisten konfrontierte Pflanzenklasse zu entnehmen (*Basidiomycetes* = Ständerpilze).

Als Ergebnis der Auswahl zu untersuchender Tier- und Pflanzenkategorien bei einer geplanten Straßenbaumaßnahme innerhalb der Bundesrepublik Deutschland sind die in Tab. 4 zusammengestellten Tier- und Pflanzentaxa mit Hilfe der Konfliktbewertungsmethode extrahiert worden.

3. Diskussion

Die Konfliktbewertungsmethode ist als ein Verfahren anzusehen, mit dessen Hilfe Arten bzw. systematische Gruppen von Tieren und Pflanzen in einem dem Freilanduntersuchungsabschnitt vorgeschalteten, eingriffsadäquaten Prozeß ausgewählt werden, die - statistisch betrachtet - die meisten Berührungsmomente mit den maßnahmebedingten Wirkfaktoren aufweisen (vgl. die Begriffe der räumlichen und zeitlichen Koinzidenz in SCHWERDTFEGER (1979: 188 ff.), falls ein geplantes Projekt realisiert würde. Dabei wird der Aspekt der Empfindlichkeit von Lebewesen gegenüber spezifischen Wirkfaktoren bewußt vernachlässigt, d. h. es wird in Kauf genommen, daß z. B. eine Tierart oder -gruppe nicht ausgewählt wird, die jedoch auf Grund ihrer geringen ökologischen Potenz einem einzelnen Wirkfaktor gegenüber ausstürbe. Es ist an dieser Stelle klar hervorzuheben, daß bei Freilanduntersuchungen zur Umweltverträglichkeitsprüfung in jedem Falle irgendwelche Beeinträchtigungen von Biozönosen ermittelt werden können; die maßnahmebedingt typischen und damit erheblichen werden allerdings nur zufällig entschlüsselt werden ohne ein systematisches Instrumentarium, wie z. B. der KBM.

LEBENSRAUM / TIERORDNUNG	Gewichtung	Boden			Wasser			Luft (m)						Pfl.		Tier	
		-oberfläche	Ober-	Unter-	Fließ-	Still-	Quell-	<0,1	<1,0	<5,0	<10,0	<100,0	<1000,0	Oberfläche	Inneres	Oberfläche	Inneres
1. Collembola (Springschwänze)	1.0		+	+													
2. Protura (Beintastler)	1.0		+														
3. Diplura (Doppelschwänze)	1.0		+														
4. Thysanura (Borstenschwänze)	1.0	+												+			
5. Ephemeroptera (Eintagsfliegen)	36.0				x	x		x	x	x	x			x			
6. Odonata (Libellen)	27.5				x	x		x	x	x	x			x			
7. Plecoptera (Stein- od. Uferfliegen)	19.2	x			x	x	x	x	x	x				x			
8. Embioptera (Embien od. Fußspinner)	1.0	+	+														
9. Notoptera	1.0	+												+			
10. Saltatoria (Heu- od. Springschrecken)	19.1	x	x			x		x	x	x	x	x	x	x			
11. Phasmida (Gespenst-/Stabheuschrecken)	19.1							x	x	x	x	x		x			
12. Dermaptera (Ohrwürmer)	19.1	x	x					x	x	x	x			x			
13. Blattaria (Schaben)	19.1	x	x			x								x			
14. Mantodea (Fangschrecken)	19.1	x						x	x	x	x	x		x			
15. Isoptera (Termiten)	1.0	+	+	+				+	+	+	+			+			
16. Zoraptera (Bodenläuse)	1.0	+	+					+	+	+	+	+		+			
17. Psocoptera (Staubläuse)	1.0	+						+	+	+	+	+		+	+		
18. Phthiraptera (Tierläuse)	1.0							+	+	+	+	+	+				+
19. Heteroptera (Wanzen)	3.2	x	x		x	x		x	x	x	x	x		x			x
20. Homoptera (Gleichflügler)	1.0	+	+					+	+	+	+	+		+			
21. Thysanoptera (Fransenflügler)	6.0	x	x					x	x	x	x	x		x	x		
22. Coleoptera (Käfer)	45.2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	
23. Strepsiptera (Fächerflügler)	1.0	+						+	+					+		+	+
24. Hymenoptera (Hautflügler)	27.1	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x
25. Megaloptera (Schlammfliegen)	26.0	x	x		x	x		x	x	x				x			
26. Raphidioptera (Kamelhalsfliegen)	26.0	x						x	x	x				x	x		
27. Planipennia (Echte Netzflügler)	26.0	x	x					x	x	x	x	x		x			
28. Siphonaptera (Flöhe)	1.0	+						+	+	+	+	+	+			+	
29. Mecoptera (Schnabelfliegen)	6.3	x	x											x			
30. Diptera (Zweiflügler)	19.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
31. Trichoptera (Köcherfliegen)	32.6	x	x		x	x		x	x	x	x			x			
32. Lepidoptera (Schmetterlinge)	28.2	x	x		x	x		x	x	x	x	x		x			

Abb. 3: Matrix 3: Welche Tierordnung der *Insecta* (Kerbtiere) besitzt Vertreter in welcher Zone welchen Lebensraumes?
^{x}mit, $^{+}$ohne Gewichtungsfaktor nach Tab. 1;
zusammengestellt nach KAESTNER 1973, URANIA-TIERREICH 1974

LEBENSRAUM / PFLANZENKLASSE	Gewichtung	Boden			Wasser			Luft (m)						Pfl.		Tier	
		-oberfläche	Ober-	Unter-	Fließ-	Still-	Quell-	<0.1	<1.0	<5.0	<10.0	<100.0	<1000.0	Oberfläche	Inneres	Oberfläche	Inneres
1. Schizomycetes (Bakterien)	1.0	+	+	+	+	+	+								+	+	+
2. Cyanophceae (Blaualgen)	1.0	+	+	+	+	+	+	+						+	+		
3. Euglenophyceae (Schönaugengeißler)	1.0				+	+	+							+		+	+
4. Cryptophyceae (Schlundgeißler)	1.0				+	+	+										
5. Pyrrhophyceae (= Dino-flagellatae; Panzergeißler)	1.0				+	+	+									+	+
6. Haptophyceae (Kalkalgen)	1.0				+	+											
7. Chrysophyceae (Goldalgen)	1.0				+	+	+										
8. Bacillariophyceae (= Diatomeae; Kieselalgen)	1.0	+	+	+	+	+	+										
9. Xanthophyceae (Gelbgrünalgen)	1.0	+	+		+	+								+			
10. Chlorophyceae (Grünalgen)	41.8	x	x	x	x	x	x								x		x
11. Phaeophyceae (Braunalgen)	50.1	x			x	x		x						x	x		
12. Rhodophyceae (Rotalgen)	50.6				x		x							x			
13. Myxomycetes (Schleimpilze)	1.0	+	+					+						+	+		
14. Chytridiomycetes	1.0	+	+		+	+								+	+	+	+
15. Oomycetes (Eipilze)	1.0				+	+	+								+	+	
16. Zygomycetes (Jochpilze)	1.0	+	+	+										+	+	+	+
17. Ascomycetes (Schlauchpilze)	3.2	x	x	x	x	x	x	x						x	x		x
18. Basidiomycetes (Ständerpilze)	36.3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x
19. Ascolichenes (Schlauchflechten)	19.9	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
20. Basidiolichenes (Ständerflechten)	19.9	x	x					x	x	x	x	x	x				
21. Hepaticae (Lebermoose)	6.0	x	x					x	x	x	x	x	x	x			
22. Musci (Laubmoose)	10.2	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
23. Psilophytatae (Urfarne)																	
24. Lycopodiatae (Bärlappgewächse)	35.3	x	x	x	x	x	x	x	x								
25. Equisitatae (Schachtelhalmgewächse)	35.3	x	x	x				x	x								
26. Filicatae (Farne)	35.3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
27. Gingkoatae (Gingkogewächse)																	
28. Pinatae	35.3	x	x	x				x	x	x	x	x	x				
29. Lyginopteridatae (Samenfarne)					Ausgestorben												
30. Cycadatae																	
31. Bennettitatae					Ausgestorben												
32. Gnetatae																	
33. Dicotyledoneae (Zweikeimblättrige Bedecktsam.)	35.3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			
34. Monocotyledoneae (Einkeimblättrige Bedecktsam.)	35.3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			

Abb. 4: Matrix 4: Welche Pflanzenklasse besitzt Vertreter in welcher Zone welchen Lebensraumes?
^{x}mit, $^{+}$ohne Gewichtungsfaktor nach Tab. 2;
zusammengestellt nach URANIA-PFLANZENREICH 1974/1976/1977; ESSER 1976; MÄGDEFRAU 1978

LEBENSRAUM / WIRKFAKTOR "STRASSE"	Gewichtung	Boden			Wasser			Luft (m)					Pfl.	Tier
		-oberfläche	Ober-	Unter-	Fließ-	Still-	Quell-	<0.1	<1.0	<5.0	<10.0	<100.0	<1000.0	Oberfläche Inneres	Oberfläche Inneres
1. Trasse	7.9	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x x	x x
2. Seitenbauwerk	7.0	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
3. Grundwasserabsenkung	14.9	x	x	x	x	x	x							x x	x x
4. Staub und Ruß	1.6	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x x	x x
5. Fahrbahnabrieb	50.1	x	x	x	x	x	x	x						x x	x x
6. Bremsbelagabrieb	50.1	x	x	x	x	x	x	x						x x	x x
7. Reifenabrieb	50.3	x	x		x	x	x	x						x x	x x
8. Auto- und Reifenteile	0.5	x	x		x	x	x	x	x					x x	x x
9. Herbizide	0.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
10. Insektizide	0.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
11. Auftausalze	49.0	x	x	x	x	x	x	x						x x	x x
12. Benzin, Öl	5.5	x	x	x	x	x	x	x						x x	x x
13. NO_x	25.8	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x x	x x
14. SO_2	1.3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x x	x x
15. CO	44.7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
16. Kohlenwasserstoffe	20.4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
17. Pb	28.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
18. Cd	2.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
19. Andere Schwermetalle	0.6	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x x	x x
20. Geräusche	25.0	x	x					x	x	x	x			x	x

Abb. 5: Matrix 5: Welcher Wirkfaktor der Nutzung 'Straßenbau' betrifft welche Zone welchen Lebensraumes?
Gewichtungsfaktoren nach Tab. 3;
zusammengestellt nach SCHEMEL 1979, KRAUSE 1980, KÜSTER 1980, GROTE et al. 1981

Der Begriff der Konfliktbewertungsmethode weist auf Bewertungsschritte innerhalb des Verfahrens hin: Bei der Einpassung von Sekundärinformationen (wissenschaftliche Literatur) in die standardisierte Form einer Matrix, die jedoch gestalterische Spielräume offenlassen sollte. Hier beschränkt der jeweils aktuelle Wissensstand den Konkretisierungsgrad der Matrix. Aus der geschilderten Vorgehensweise resultiert ein verantwortungsbewußter Umgang mit den Ergebnissen der Verflechtungsmatrizes; die berechneten Konfliktsummen dienen lediglich der Festlegung einer Reihenfolge *innerhalb* der jeweiligen Matrix, sie können nicht zu absoluten Raumbewertungen oder Vergleichen zwischen systematischen Gruppen verschiedener Matrizes herangezogen werden (vgl. BECHMANN 1978: 58 ff.). Die in den Matrizes Abb. 7 - 10 ermittelten Rangfolgensysteme R_1 und R_2 werden bewußt nicht miteinander verrechnet, um dem Freilandökologen die Entscheidung freizuhalten, ob er eher eine systematische Gruppe vollständig zu erfassen beabsichtigt (R_1) oder besonders betroffene Arten mehrerer systematischer Gruppen (R_2) untersuchen will (es ist natürlich auch eine kombinierte Auswahl möglich und sinnvoll). Schließlich mündet jegliche Vorauswahl und Freilanduntersuchung in der Ermittlung von Arten, d. h. der wissenschaftlich einzig trennscharfen, biologisch-systematischen Kategorie. Hierbei ist zu beachten, daß die dem Verfahren der KBM zugrundegelegte botanische und zoologische Systematik kein künstliches System, sondern das Ergebnis darstellt der Auseinandersetzung von Organismen mit ihrer Umwelt, Resultat ihrer phylogenetischen Reaktionen, der Artbildung bis zur Bildung hoher Taxa (auf Grund von Selektion und Separation), welche sich im biologischen System niedergeschlagen hat.

TIERSTAMM \ WIRKFAKTOR "STRASSE"	1. Trasse	2. Seitenbauwerk	3. Grundwasserabsenkung	4. Staub und Ruß	5. Fahrbahnabrieb	6. Bremsbelagabrieb	7. Reifenabrieb	8. Auto- und Reifenteile	9. Herbizide	10. Insektizide	11. Auftausalze	12. Benzin, Öl	13. NO_x	14. SO_2	15. CO	16. Kohlenwasserstoffe	17. Pb	18. Cd	19. Andere Schwermetalle	20. Geräusche	SUMME	R_1
1. Flagellata	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4		76	11.
2. Rhizopoda	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	2	116	8.
3. Sporozoa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		19	14.
4. Protociliata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		19	14.
5. Ciliata	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	2	116	8.
6. Mesozoa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		19	14.
7. Porifera	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		57	12.
8. Cnidaria	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		57	12.
9. Ctenophora																						
10. Plathelminthes	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	2	116	8.
11. Entoprocta	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		57	12.
12. Nemertini	8	8	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	5	156	5.
13. Nemathelminthes	10	10	8	10	9	9	8	9	10	10	9	9	10	10	10	10	10	10	10	6	187	3.
14. Priapulida																						
15. Mollusca	8	8	6	8	7	7	6	7	8	8	7	7	8	8	8	8	8	8	8	4	147	7.
16. Sipunculida	4	4	4	4	4	4	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3	77	10.
17. Echiurida																						
18. Annelida	9	9	7	9	8	8	7	8	9	9	8	8	9	9	9	9	9	9	9	5	167	4.
19. Onychophora	5	5	5	5	5	5	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	3	96	9.
20. Tardigrada	8	8	6	8	7	7	7	8	8	8	7	7	8	8	8	8	8	8	8	5	150	6.
21. Pentastomida	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		19	14.
22. Arthropoda	14	15	10	15	11	11	11	11	15	15	11	11	15	15	15	15	15	15	15	9	264	1.
23. Tentaculata	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		57	12.
24. Hemichordata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	20	13.
25. Echinodermata																						
26. Pogonophora																						
27. Chaetognatha																						
28. Chordata	12	13	8	14	9	9	8	9	13	13	9	9	14	14	13	13	13	13	13	8	227	2.

Abb. 6: Matrix 6: Welcher Wirkfaktor der Nutzung 'Straßenbau' betrifft Vertreter welchen Tierstammes in wieviel Lebensräumen?
ungewichtet: R_1 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen

Jenes stellt so "die empirisch erfaßbaren Veränderungen der Organismen in Raum und Zeit dar" (SIEWING 1985: 34 f.). Ein Ansatz, welcher die vielfältigen Biozönosen als Grundlage wählt, wie es pflanzensoziologisch und für einzelne zoologisch-systematische Gruppen, z. B. für die Avifauna von BEZZEL (1982) erarbeitet, möglich erscheint, scheitert an der mangelnden räumlich-zeitlichen Trennschärfe und Zuordnung insbesondere von Zoozönosen. Eine solche Strukturierung in Raum und Zeit ist aber gerade unerläßlich für die Abschätzung der Auswirkungen von Landschaftsverbrauch im umfassenderen Sinne, welcher einem Eingriff zugrundeliegt (vgl. TESDORPF 1984). Schließlich verhindert ein pragmatischer Grund eine solche Vorgehensweise: die weitaus geringere Anzahl vorzufindender vergleichbarer synökologischer Untersuchungen im Vergleich zu autökologischen. Auch der Verfasser hält in diesem Zusammenhang einen biozönotischen Ansatz für erstrebenswert, aber derzeit unpraktikabel. An das Verfahren der KBM schliessen sich Freilanduntersuchungen an, welche eine dem- und synökologische Analyse von Biozönosen an Ort und Stelle nahelegen (z. B. Räuber-Beute-Beziehungen, Nahrungsketten usw.) und dadurch die weiteren Folgewirkungen einer Eingriffsmaßnahme vertiefend hervorheben. Über Beispiele der Realisierung solcher Untersuchungen wird an anderer Stelle zu referieren sein.

Die Vorstellung des Verfahrens der Konfliktbewertungsmethode sollte implizit auch vermittelt haben, daß eine Anwendung auf verschiedenen Verwaltungsebenen möglich und wünschenswert ist:

- Internationale Ebene,
- Bundesebene (hier exemplarisch dargestellt),
- Landesebene (über Rote Listen der Länder, regionale Emissionskataster).

WIRKFAKTOR "STRASSE" / TIERSTAMM	1. Trasse	2. Seitenbauwerk	3. Grundwasserabsenkung	4. Staub und Ruß	5. Fahrbahnabrieb	6. Bremsbelagabrieb	7. Reifenabrieb	8. Auto- und Reifenteile	9. Herbizide	10. Insektizide	11. Auftausalze	12. Benzin, Öl	13. NO_x	14. SO_2	15. CO	16. Kohlenwasserstoffe	17. Pb	18. Cd	19. Andere Schwermetalle	20. Geräusche	SUMME	R_1	R_2
1. Flagellata	1315	1165	2479	266	8337	8337	8370	83	83	83	8154	915	4293	216	7438	3395	4742	416	100		60187	4.	1.
2. Rhizopoda	47	42	89	10	301	301	302	3	3	3	294	33	155	8	268	122	171	15	4	50	2221	9.	
3. Sporozoa	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1		362	14.	
4. Protociliata	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1		362	14.	
5. Ciliata	47	42	89	10	301	301	302	3	3	3	294	33	155	8	268	122	171	15	4	50	2221	9.	
6. Mesozoa	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1		362	14.	
7. Porifera	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2		1088	12.	
8. Cnidaria	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2		1088	12.	
9. Ctenophora																							
10. Plathelminthes	47	42	89	10	301	301	302	3	3	3	294	33	155	8	268	122	171	15	4	50	2221	9.	
11. Entoprocta	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2		1088	12.	
12. Nemertini	63	56	104	13	401	401	402	4	4	4	392	44	206	10	358	163	228	20	5	125	3004	7.	
13. Nemathelminthes	79	70	119	16	451	451	402	5	5	5	441	50	258	13	447	204	285	25	6	150	3482	5.	
14. Priapulida																							
15. Mollusca	1637	1450	2316	332	9083	9083	7817	91	104	104	8884	997	5346	269	9262	4227	5905	518	124	2590	70138	3.	2.
16. Sipunculida	32	28	60	6	200	200	151	2	2	2	196	22	103	15	179	82	114	10	2	75	1471	11.	
17. Echiurida																							
18. Annelida	71	63	104	14	401	401	352	4	5	5	392	44	232	12	402	184	257	23	5	125	3095	6.	
19. Onychophora	40	35	75	8	251	251	201	2	3	3	245	28	129	7	224	102	143	13	3	75	1833	10.	
20. Tardigrada	63	56	89	13	351	351	352	4	4	4	343	39	206	10	358	163	228	20	5	125	2784	8.	
21. Pentastomida	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1		362	14.	
22. Arthropoda	6879	6531	9268	1493	34278	34278	34415	342	467	467	33526	3763	24071	1213	41705	19033	26591	2333	560	13995	295207	1.	4.
23. Tentaculata	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2		1088	12.	
24. Hemichordata	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1	25	387	13.	
25. Echinodermata																							
26. Pogonophora																							
27. Chaetognatha																							
28. Chordata	2692	2584	3385	636	12806	12806	11428	128	185	185	12524	1406	10258	517	16503	7592	10522	923	222	5680	112922	2.	3.

Abb. 7: Matrix 7: Welcher Wirkfaktor der Nutzung 'Straßenbau' betrifft Vertreter welchen Tierstammes in wieviel Lebensräumen?
gewichtet; R_1 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen; R_2 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen/Art

WIRKFAKTOR "STRASSE" / TIERKLASSE	1. Trasse	2. Seitenbauwerk	3. Grundwasserabsenkung	4. Staub und Ruß	5. Fahrbahnabrieb	6. Bremsbelagabrieb	7. Reifenabrieb	8. Auto- und Reifenteile	9. Herbizide	10. Insektizide	11. Auftausalze	12. Benzin, Öl	13. NO_x	14. SO_2	15. CO	16. Kohlenwasserstoffe	17. Pb	18. Cd	19. Andere Schwermetalle	20. Geräusche	SUMME	R_1	R_2
1. Merostomata																						
2. Arachnida	894	853	1167	195	4359	4359	4376	48	61	61	4263	479	3142	158	5056	2307	3223	283	68	1740	37090	3.	2.
3. Pantopoda	16	14	30	3	100	100	101	1	1	1	98	11	52	3	89	41	57	5	1	50	773	**7.**	
4. Crustacea	1024	907	1502	207	5772	5772	5795	65	65	65	5645	634	3344	169	5793	2644	3694	324	78	2160	45656	2.	1.
5. Chilopoda	55	56	45	13	200	200	201	3	4	4	196	10	206	10	358	163	228	20	5	175	2153	4.	
6. Diplopoda	32	28	45	6	200	200	201	2	2	2	196	22	103	5	179	82	114	10	2	100	1531	5.	
7. Pauropoda	32	28	45	6	200	200	201	2	2	2	196	22	103	5	179	82	114	10	2	100	1531	5.	
8. Symphyla	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2	75	1160	6.	
9. Insecta	7355	6983	9909	1702	36648	36648	33450	366	499	499	35844	4023	27451	1383	44588	20349	28429	2494	599	13300	312517	1.	3.

Abb. 8: Matrix 8: Welcher Wirkfaktor der Nutzung 'Straßenbau' betrifft Vertreter welcher Arthropodenklasse in wieviel Lebensräumen?
gewichtet; R_1 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen; R_2 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen/Art

WIRKFAKTOR "STRASSE" / TIERORDNUNG	1. Trasse	2. Seitenbauwerk	3. Grundwasserabsenkung	4. Staub und Ruß	5. Fahrbahnabrieb	6. Bremsbelagabrieb	7. Reifenabrieb	8. Auto- und Reifenteile	9. Herbizide	10. Insektizide	11. Auftausalze	12. Benzin, Öl	13. NO_x	14. SO_2	15. CO	16. Kohlenwasserstoffe	17. Pb	18. Cd	19. Andere Schwermetalle	20. Geräusche	SUMME	R_1	R_2
1. Collembola	16	14	30	3	100	100	50	1	1	1	98	11	52	3	89	41	57	5	1	25	698	28.	
2. Protura	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1	25	387	29.	
3. Diplura	8	7	15	2	50	50	50	1	1	1	49	6	26	1	45	20	29	3	1	25	387	29.	
4. Thysanura	16	14	30	3	100	100	100	1	1	1	98	11	52	3	89	41	57	5	1	50	723	27.	
5. Ephemeroptera	1991	1764	1609	403	7214	7214	7243	90	126	126	7056	792	6502	328	11264	5141	7182	630	151	4500	71327	6.	9.
6. Odonata	1521	1348	1229	308	5511	5511	5533	69	96	96	5390	605	4967	251	8605	3927	5486	481	115	3438	54486	9.	10.
7. Plecoptera	1213	1075	1144	246	5772	5772	5795	67	77	77	5645	634	3963	200	6866	3133	4378	384	92	2400	48932	11.	13.
8. Embioptera	16	14	30	3	100	100	100	1	1	1	98	11	52	3	89	41	57	5	1	50	723	27.	
9. Notoptera	16	14	30	3	100	100	100	1	1	1	98	11	52	3	89	41	57	5	1	50	723	27.	
10. Saltatoria	2919	1203	1138	306	4785	4785	4804	57	86	86	4680	525	4928	248	8538	3507	4899	430	103	3343	51368	10.	6.
11. Phasmida	755	802	285	183	1914	1914	1922	29	57	57	1872	210	2957	149	5123	2338	3266	287	69	2388	26575	16.	7.
12. Dermaptera	1056	936	854	214	3828	3828	3843	48	67	67	3744	420	3450	174	5976	2728	3811	334	80	3343	38799	13.	3.
13. Blattaria	604	535	1138	122	3828	3828	3843	38	38	38	3744	420	1971	99	3415	1559	2177	191	46	1433	29066	15.	5.
14. Mantodea	905	936	569	214	2871	2871	2882	38	67	67	2808	315	3450	174	5976	2728	3811	334	80	2865	33960	14.	1.
15. Isoptera	63	56	60	13	251	251	252	3	4	4	245	28	206	10	358	163	228	20	5	175	2393	20.	
16. Zoraptera	55	56	45	13	200	200	201	3	4	4	196	10	206	10	358	163	228	20	5	175	2153	22.	
17. Psocoptera	55	56	45	13	200	200	201	3	4	4	196	10	206	10	358	163	228	20	5	150	2139	23.	
18. Phthiraptera	40	42	15	11	100	100	101	2	3	3	98	11	181	9	268	122	171	15	4	100	1395	26.	
19. Heteroptera	253	246	286	56	1122	1122	1127	13	18	18	1098	123	908	46	1573	718	1003	88	21	560	10399	18.	19.
20. Homoptera	55	56	45	13	200	200	201	3	4	4	196	22	206	10	358	163	228	20	5	175	2164	21.	
21. Thysanoptera	379	378	358	86	1503	1503	1509	18	27	27	1470	165	1393	70	2414	1102	1539	135	32	1050	15158	17.	17.
22. Coleoptera	4642	4113	6061	940	22645	22645	20462	226	294	294	22148	2486	15160	764	26266	11987	16747	1469	353	9040	188742	1.	18.
23. Strepsiptera	47	42	60	10	251	251	251	3	3	3	245	28	155	8	268	122	171	15	4	125	2060	24.	
24. Hymenoptera	2783	2656	3634	607	13577	13577	13631	149	190	190	13279	1491	9789	493	16959	7740	10813	949	228	5420	118153	2.	16.
25. Megaloptera	1643	1456	1937	333	7816	7816	7847	91	104	104	7644	858	5366	270	9298	4243	5928	520	125	3900	67299	7.	2.
26. Raphidioptera	1232	1092	1162	250	5210	5210	5231	78	78	78	5096	572	4025	203	6973	3182	4446	390	94	3250	48853	12.	4.
27. Planipennia	1438	1456	1162	333	5210	5210	5231	65	104	104	5096	572	5366	270	9298	4243	5928	520	125	4550	56282	8.	12.
28. Siphonaptera	47	49	30	13	150	150	151	2	4	4	147	17	206	10	313	143	200	18	4	150	1806	25.	
29. Mecoptera	149	132	282	30	947	947	951	10	10	10	926	104	488	25	845	386	539	47	11	473	7310	19..	8.
30. Diptera	2157	2048	2906	468	10747	10747	9809	107	146	146	10511	1180	7547	380	13075	5967	8336	731	176	3900	91081	3.	15.
31. Trichoptera	1803	1597	2429	469	9800	9800	9839	114	147	147	9584	1076	7570	381	13115	5985	8362	734	176	5705	88832	4.	14.
32. Lepidoptera	2005	1974	2101	451	8477	8477	8511	99	141	141	8291	931	7276	367	12605	5753	8037	705	169	4935	81445	5.	11.

Abb. 9: Matrix 9: Welcher Wirkfaktor der Nutzung 'Straßenbau' betrifft Vertreter welcher Insektenordnung in wieviel Lebensräumen?
gewichtet; R_1 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen; R_2 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen/Art.

WIRKFAKTOR "STRASSE" / PFLANZENKLASSE	1. Trasse	2. Seitenbauwerk	3. Grundwasserabsenkung	4. Staub und Ruß	5. Fahrbahnabrieb	6. Bremsbelagabrieb	7. Reifenabrieb	8. Auto- und Reifenteile	9. Herbizide	10. Insektizide	11. Auftausalze	12. Benzin, Öl	13. NO_x	14. SO_2	15. CO	16. Kohlenwasserstoffe	17. Pb	18. Cd	19. Andere Schwermetalle	20. Geräusche	SUMME	R_1	R_2
1. Schizomycetes	71	63	134	14	451	451	402	4	5	5	441	50	232	12	402	184	257	23	5	75	3280	15.	
2. Cyanophyceae	71	63	119	14	451	451	402	4	5	5	441	50	232	12	402	184	257	23	5	100	3291	14.	
3. Euglenophyceae	47	42	89	10	301	301	302	3	3	3	294	33	155	8	268	122	171	15	4	50	2220	18.	
4. Cryptophyceae	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2		1088	23.	
5. Pyrrhophyceae	40	35	75	8	251	251	252	3	3	3	245	28	129	7	224	102	143	13	3	25	1834	22.	
6. Haptophyceae	16	14	30	3	100	100	101	1	1	1	98	11	52	3	89	41	57	5	1	50	724	24.	
7. Chrysophyceae	24	21	45	5	150	150	151	2	2	2	147	17	77	4	134	61	86	8	2		1088	23.	
8. Bacillariophyceae	47	42	90	10	301	301	252	3	3	3	294	33	155	8	268	122	171	15	4	50	2170	19.	
9. Xanthophyceae	40	35	75	8	251	251	252	3	3	3	245	28	129	7	224	102	143	13	3	75	1884	21.	
10. Chlorophyceae	2642	2341	4983	535	16753	16753	14718	146	167	167	16386	1839	8628	435	14948	6822	9530	836	201	2090	120919	3.	2.
11. Phaeophyceae	2375	2104	3733	481	15060	15060	15120	150	150	150	14729	1653	7756	391	13437	6132	8567	752	181	3758	111738	4.	1.
12. Rhodophyceae	1199	1063	2262	243	7605	7605	7636	76	76	76	7438	280	3916	197	6786	3097	4326	380	91	1265	55616	9.	3.
13. Myxomycetes	40	35	75	8	251	251	252	3	3	3	245	28	129	7	224	102	171	15	4	100	1909	20.	
14. Chytridiomycetes	63	56	119	13	401	401	402	4	4	4	392	44	206	10	358	163	228	20	5	100	2994	16.	
15. Oomycetes	40	35	75	8	251	251	252	3	3	3	245	28	129	7	224	102	143	13	3	25	1834	22.	
16. Zygomycetes	55	49	104	11	351	351	302	3	4	4	343	39	181	9	313	143	200	18	4	100	2581	17.	
17. Ascomycetes	253	224	429	51	1603	1603	1449	14	16	16	1568	176	826	42	1430	653	912	80	19	400	11764	13.	8.
18. Basidiomycetes	4015	3557	5409	813	20005	20005	18259	200	254	254	19566	2196	13112	661	22717	10367	14484	1271	305	7260	164708	1.	5.
19. Ascolichenes	1572	1532	1779	350	6979	6979	7007	80	110	110	6825	766	5648	285	9785	4466	6239	547	131	3483	64672	7.	
20. Basidiolichenes	943	975	593	223	2991	2991	3003	40	70	70	2925	328	3594	181	6227	2842	3970	348	84	2985	35383	10.	
21. Hepaticae	332	336	268	77	1202	1202	1207	15	24	24	1176	132	1238	62	2146	979	1368	120	29	1050	12987	12.	7.
22. Musci	806	785	912	180	3577	3577	3591	41	56	56	3499	393	2895	146	5015	2289	3198	281	67	1785	33148	11.	6.
23. Psilophytatae																							
24. Lycopodiatae	2231	1977	3156	452	12380	12380	10654	124	141	141	12108	1359	7286	367	12623	5761	8048	706	169	2648	94710	5.	4.
25. Equisitatae	1394	1236	1578	282	7074	7074	5327	71	88	88	6919	971	4554	230	7890	3601	5030	441	106	3530	57482	8.	4.
26. Filicatae	3346	2965	3682	678	14148	14148	12429	141	212	212	13838	1553	10929	551	18935	8642	12073	1059	254	6178	125972	2.	4.
27. Gingkoatae																							
28. Pinatae	1952	1977	1578	452	7074	7074	5327	71	141	141	6919	777	7286	367	12623	5761	8048	706	169	6178	74620	6.	4.
29. Lyginopteridatae																							
30. Cycadatae																							
31. Bennettitatae																							
32. Gnetatae																							
33. Dicotyledoneae	3346	2965	3682	678	14148	14148	12429	141	212	212	13838	1553	10929	551	18935	8642	12073	1059	254	6178	125972	2.	4.
34. Monocotyledoneae	3346	2965	3682	678	14148	14148	12429	141	212	212	13838	1553	10929	551	18935	8642	12073	1059	254	6178	125972	2.	4.

Abb. 10: Matrix 10: Welcher Wirkfaktor der Nutzung 'Straßenbau' betrifft Vertreter welcher Pflanzenklasse in wieviel Lebensräumen?
gewichtet; R_1 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen; R_2 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen/Art

Tab. 4: Ausgewählte Tier- und Pflanzenkategorien und -taxa für eine Freilanduntersuchung zur Eingriffsmaßnahme 'Straßenbau' in der Bundesrepublik Deutschland als Ergebnis der Konfliktbewertungsmethode

R_1 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen;
R_2 = Rangfolge nach den Taxa mit den höchsten Konfliktpunktsummen/Art; Näheres siehe Text.

Kategorie		STAMM	KLASSE	ORDNUNG
REGNUM ANIMALIUM	R_1	1. *Arthropoda* 2. *Chordata* 3. *Mollusca*	1. *Insecta* 2. *Crustacea* 3. *Arachnida*	1. *Coleoptera* 2. *Hymenoptera* 3. *Diptera*
	R_2	1. *Flagellata* 2. *Mollusca* 3. *Chordata*	1. *Crustacea* 2. *Arachnida* 3. *Insecta*	1. *Mantodea* 2. *Megaloptera* 3. *Dermaptera*
REGNUM PLANTARUM	R_1		1. *Basidiomycetes* 2. *Filicatae* *Dicotyledoneae* *Monocotyledoneae*	
	R_2		1. *Phaeophyceae* 2. *Chlorophyceae* 3. *Rhodophyceae*	

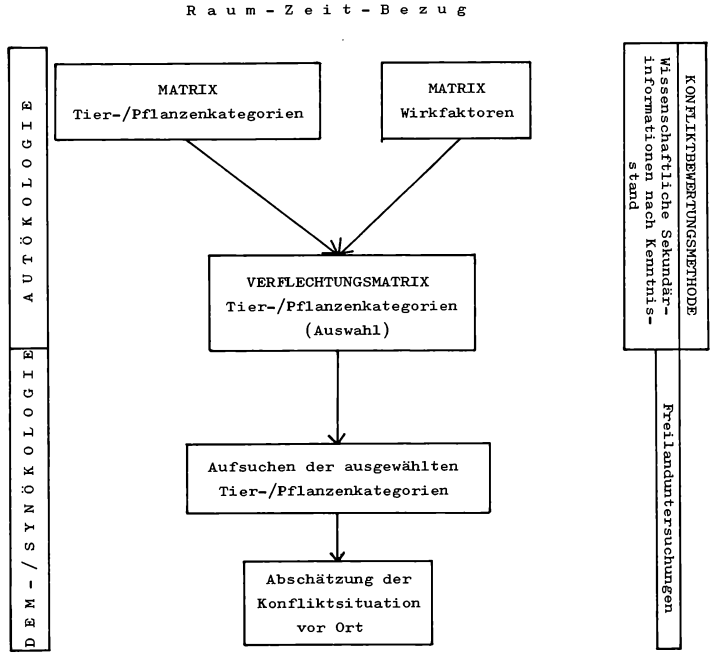


Abb. 11: Verfahrensablauf der Konfliktbewertungsmethode im Rahmen der Ökologischen Risikoanalyse.

Dabei könnten im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung folgende Maßnahmen beispielsweise untersucht werden:

- Flurbereinigung,
- Kanalbau bzw. Flußbegradigung,
- Flughafenbau,
- Mülldeponienbau,
- Kernkraftwerksbau,
- Verkehrswegebau (hier: Schiene und Straße) etc.

Sinnvoll erscheint dem Verfasser die Erstellung von Grundmatrizes auf Bundes- und Landesebene für die häufigsten Eingriffsmaßnahmen, wobei die Matrizes aufgrund der Fortschreibung von Roten Listen bzw. von Schadstoffkatastern aktualisiert werden und über Verflechtungsmatrizes adäquat einsatzfähig bleiben. In Abb. 11 ist der Verfahrensablauf der Konfliktbewertungsmethode abschließend zusammengefaßt und dem Verfahren der ökologischen Risikoanalyse zugeordnet.

Literatur

ASHBY W.R., 1974: Einführung in die Kybernetik. Frankfurt (Suhrkamp).

BACHFISCHER R., 1978: Die ökologische Risikoanalyse - eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung, operationalisiert und dargestellt am Beispiel der Bayerischen Planungsregion 7. Diss. Univ. München: 298 S.

BECHMANN A., 1983: Die Umweltverträglichkeitsprüfung - ein Planungsinstrument ohne politische Relevanz? 2. Auf. Schriftenr. FB 14 TU Berlin 9: 318 S.

BEZZEL E., 1982: Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart (Ulmer): 350 S.

BLAB J., NOWAK E., TRAUTMANN W., SUKOPP H., 1984: Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Aufl. Naturschutz aktuell 1. [Greven (Kilda)]: 270 S.

BUCHWALD K., ENGELHARDT W., 1978: Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt 2: Die Belastung der Umwelt. München/Bern/Wien (BLV): 432 S.

CLAUS C., GROBBEN K., KÜHN A., 1971: Lehrbuch der Zoologie: Spezieller Teil. 10. Aufl. (Reprint) Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 727 S.

ELLENBERG H., MÜLLER K., STOTTELE T., 1981: Ökologie und Straße. Broschürenr. Dt. Straßenliga Bonn 3: 122 S.

ESSER K., 1976: Kryptogamen. Berlin/Heidelberg/New York (Springer): 572 S.

GROTE H.-P., ECKERT G., IMPEKOVEN-NIMMANN A., KLINGER R., KÖLLNER W., KUNERT A., LOMMATSCH P., PRÖBSTER H.-J., REIMANN S., ROSENKRANZ A., SCHMIDT H., SCHULZ L., 1981: Umweltverträglichkeitsprüfung in der Straßenplanung. Garten Landschaft 91: 341 - 345.

KAESTNER A., 1973: Lehrbuch der Speziellen Zoologie I.3 B.: Wirbellose: Insecta: Spezieller Teil. Stuttgart (Fischer): 630 S.

KAESTNER A., 1980: Lehrbuch der Speziellen Zoologie I.1: Wirbellose Tiere: Einführung Protozoa, Placozoa, Porifera. 4. Aufl. Stuttgart (Fischer): 318 S.

KIEMSTEDT H., TROMMSDORF U., WIRZ S., 1982: Gutachten zur Umweltverträglichkeit der Bundesautobahn A 4 - Rothaargebirge. Beitr. räuml. Planung Hannover 1: 511 S.

KRAUSE C.L., 1980: Methodische Ansätze zur Wirkungsanalyse im Rahmen der Landschaftsplanung. Schriftenr. Landschaftspfl. Naturschutz 20: 300 S.

KREBS C.J., 1978: Ecology - The experimental analysis of distribution and abundance. 2. Aufl. New York/Hagerstown/San Francisco/London (Harper & Row): 678 p.

KÜKENTHAL W., RENNER M., 1978: Leitfaden für das Zoologische Praktikum. 16. Aufl. Stuttgart (Fischer): 475 S.

KÜSTER F., 1980: Berücksichtigung der Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Straßenplanung in Nordrhein-Westfalen. Verh. Ges. Ökol. 8: 137 - 147.

MÄGDEFRAU K., 1978: Niedere Pflanzen. In: STRASBURGER E.: Lehrbuch der Botanik für Hochschulen. 31. Aufl. Stuttgart (Fischer): 542 - 698.

MICHELSEN G., ÖKO-INSTITUT FREIBURG, 1984: Der Fischer Öko-Almanach 84/85. Frankfurt (Fischer): 476 S.

OLSCHOWY G., 1983: Prüfung der Umweltverträglichkeit und Straßenplanung - dargestellt am Beispiel der A26 Hamburg - Stade. Natur Landschaft 58: 383 - 385.

SCHEMEL H.-J., 1979: Umweltverträglichkeit von Fernstraßen - ein Konzept zur Ermittlung des Raumwiderstandes. Landschaft Stadt 11: 81 - 90.

SCHWERDTFEGER F., 1979: Ökologie der Tiere II: Demökologie. 2. Aufl. Hamburg/Berlin (Parey): 450 S.

SIEWING R., 1985: Lehrbuch der Zoologie 2: Systematik. 3. Aufl. Stuttgart/New York (Fischer): 1107 S.

SPINDLER E.A., 1983: Umweltverträglichkeitsprüfung in der Raumplanung. Dortmunder Beitr. Raumpl. 28. Dortmund: 227 S.

STORM P.-C., 1981: Umweltrecht. 2. Aufl. München (dtv): 401 S.

SUKOPP H., TRAUTMANN W., KORNECK D., 1978: Auswertung der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen in der Bundesrepublik Deutschland für den Arten- und Biotopschutz. Schriftenr. Vegetationsk. 12: 138 S.

SUKOPP H., ANDERS K., BIERBACH H., BRANDE A., BLUME H.-P., ELVERS H., HORBERT M., HORN R., KIRCHGEORG A., LÜHRTE A. v., RIECKE F., STRATIL H., TREPL L., WEIGMANN G., 1979: Ökologisches Gutachten über die Auswirkungen von Bau und Betrieb der Bundesautobahn Berlin (West) auf den Großen Tiergarten. Berlin: 105 S.

TESDORPF J.C., 1984: Landschaftsverbrauch. Berlin/Vilseck (Tesdorpf): 593 S.

URANIA-PFLANZENREICH, 1974/1976/1977. 2. Aufl. Thun/Frankfurt am Main (Deutsch): 1528 S.

URANIA-TIERREICH, 1974. 18 Bde. Hamburg (Rowohlt): 3322 S.

WURMBACH H., 1968: Lehrbuch der Zoologie II: Systematik. 2. Aufl. Stuttgart (Fischer): 838 S.

Adresse:

Peter Rücker
Lixfelder Weg 22

D-6000 Frankfurt 90

POSTER zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Graz 1985) Band XV 1987

Bedrohte Feuchtgebiete

Norbert Baumann und Franz Wolkinger

Der Beitrag wurde anderswo veröffentlicht:

BAUMANN N., WOLKINGER F., 1986: Bedrohte Feuchtgebiete. Mitt. Inst. Umweltwiss. Natursch. Öst. Ak. Wiss. Graz 5:

Adresse:

Dr. N. Baumann
Prof. Dr. F. Wolkinger
Inst. f. Umweltwissenschaften u. Naturschutz
Öst. Akademie der Wissenschaften
Heinrichstr. 5

A-8010 Graz

Keyword-Register

A
acid precipitation 237, 249
acidic stress 321, 327
acidified soil 321
activity density and -biomass 341
Acyrthosiphon pisum 373
adaptation 11
agricultural yield 153
agriculture 161
air pollutants 273
– pollution 121, 197, 207, 237, 267
Algae 249
alpine fauna 81
– plants 183
aphid infection 373
Austria 129
avalanche protection 257
avalanches in forests 257

B
bacteria 379
bark 207
Bavaria 105
bearded vulture 145
beech 237
Berchtesgaden 29, 48, 52
bioaccumulation 351
biochemical indicators 373
bioindication 129, 267, 309
biological indicators 303
bound residues 351

C
change in utilization 283
chemical needle analyses 197
climate 91
climatic and edaphic conditions 341
condensation trails 229
conflict valuation method 387
conifers 197
conservation policy 161
conventional farming 333
corrosion 271
critical stands 257
Croatia 237

D
didactics 277
dispersal rate 359
distribution patterns 81
diversity 111, 153
dynamics of stands 295

E
earth worms 321, 326, 327, 333
Eastern Alps 229
ecofarming 333
ecological mapping 19
– modelling 35
– planning 71
– structure 283
education 287
elastomere 271
elements contents in phytophagous and zoophagous insects 309
environmental change 129
– impact analysis 35, 387
– – assessment 71, 387
– information system 71
– interpretation 287
epidermal gland cells 321, 327
epigaeic springtail coenoses 341
erosion 173
extensification 48

F
flood plain 295
fluoride 267
foodchain 351
forest diseases 237, 309

G
game 129
geographical information system 29, 35, 153
glacial series 283
griffon vulture 145
Gypaetus barbatus aureus 145
Gyps fulvus fulvus 145

H
habitat evaluation 52
heavy metals 237, 249, 379
high mountains 11, 183, 249
home range 359
humus 333
hunting 129
hydration state 365

I
immission-climatology 183, 213
information centre 277
inhibition 379
intensification 48
interrelations 257
integrated evaluation 35
inversion zones 203, 213
irrigation 91

L
land use 48
landscape cultivation 111
– ecology 387
– management 153
– protection 19
Lepidoptera 359
Lichens 121
litter decomposition 309
Lyrurus tetrix 52

M
MAB 29, 35
microdistrubution 359
model system 373
modelling 29, 153
monitoring 197, 267
moors 283
mountain forests 257
– meadows 91
mucus discharge 327
mycorrhiza 309

N
national park Berchtesgaden 35
natural lability 189
nature conservation 105, 111, 277
nematodes 333
nitrogen-mineralization 379
– oxides 271, 273
Norway spruce 203, 271, 309

O
oxygen-uptake 327
ozone 271, 273

P
pasturage 189
pastures 283
pentachlorophenol 351
phenology 341
photoeclector-fauna 341
plant associations 111
– response 373
– strategies 183
pollution 203, 303
population density 309
– dynamics 129
predators 351
primary productivity 91
Protura 309

Q
quantifiability 105

R
radio-tracking system 145
rainwater 271
Rana 365
rareness 161
recultivation 173
regeneration 189
regional planning 71
reintroduction 145
resoption 365
revegation 183
road planning 387
run off 11

S
sanitation 189
saprophages 351
satellite imagery 229
sediment 379
simulation 153
ski 173, 189
soil animals 309
– enzymes 333
– erosion 189
species patterns 341
structure of stands 295
Styria 213
sulphur 203, 207, 267, 271, 321
Switzerland 91, 161, 249

T
terrestrial microcosm 351
– protozoa 333
torrent events 173
tourism 48, 52, 161, 287

U
urinary bladder 365

V
valuation 105
variety 161
Vicia faba 373

W
water balance 365
– chemistry 249
– quality 303
– regime 19
windsystems 213
WWF 145

Z
Zygaenidae 359

Verzeichnis der Autoren
(kursive Zahlen: Poster bzw. Kurzfassungen oder Hinweise)

Adam 333

Bachmann 29
Baumann *405*
Bettin *327*
Bögel 145

Cernusca 173, 189
Clerc 121

Dister 295
Drescher 295

Flückiger *248*
Foissner 333
Franz 11, 333
Funke 309,341

Gepp *120*
Gfeller *71*
Glavač 237
Grabherr 183
Greven *321, 327*
Grill 203
Grossmann *34*
Gruttke *351*

Haber 61
Härtel 207
Hague *351*
Hertel *373*
Holfeld *358*

Kaminski 229
Kampmann 341
Karl *70*
Kias *71*
Kielhorn *351*
Killermann 277
Koenies 237
Körner *182*
Kosmus *273*
Kratz 351
Kühle *326*
Kühnelt 81
Kunze *303, 379*

Lazar 213
Löhmannsröben 189
Lüttmann *359*

Mäck 145
Mair 183
Meurer 91
Meyer-Grass 257
Müller 91

Neuwinger 19
Noll 283

Odzuck 111
d'Oleire-Oltmanns 48, 145

Pfeiffer 105
Pfeifhofer 203
Prpič 237

Reichelt *327*
Reimoser 129
Richter 57
Rosner *373*
Roth-Holzapfel 309
Rudolph 267, *271*
Rücker *387*
Rüther *327*
Ruoss 121

Schaller 35
Schanz 249
Scheja *379*
Schmid *71*
Schurz *28*
Schwantes *358*
Sinsch 365
Spandau 35
Stefan 197
Stimpfl 183
Stöckmann *303*
Stumpp 309

Trachsler *71*
Trommer 287
Tschulik 203

Weigmann *351*
Wiesmann 161
Wildi 153
Wolkinger *405*

Zimmermann *110, 172*