

**Projektkoordination:** Karl Kienzl, Umweltbundesamt

**Projektleitung:** Werner Hofmann, Institut für Physik und Biophysik der Universität Salzburg

**unter Mitarbeit von:** Michael Gastberger,  
Roman Türk,  
*beide:* Institut für Physik und Biophysik der Universität Salzburg

**Impressum:**

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt, Wien, Juli 1995

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-258-1

Inhalt	Seite
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	I
<b>ABSTRACT</b> .....	II
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	1
<b>1.1 Der Reaktorunfall von Tschernobyl</b> .....	1
<b>1.2 Flechten als Bioindikatoren</b> .....	1
<b>2 FRAGESTELLUNG</b> .....	3
<b>3 MATERIAL UND METHODIK</b> .....	5
<b>3.1 Ort und Art der Probennahme</b> .....	5
<b>3.2 Aufbereitung und Messungen</b> .....	8
<b>4 ERGEBNISSE</b> .....	9
<b>4.1 Flechten</b> .....	9
4.1.1 Spezifische <sup>137</sup> Cs-Aktivitäten an verschiedenen Standorten .....	9
4.1.2 Spezifische <sup>137</sup> Cs-Aktivitäten verschiedener Flechtenarten .....	11
<b>4.2 Boden</b> .....	12
4.2.1 <sup>137</sup> Cs-Flächenbelastung.....	12
4.2.2 Tiefenverteilungen im Boden .....	14
4.2.3 Verhältnis der <sup>137</sup> Cs-Aktivität zur <sup>134</sup> Cs-Aktivität .....	14
<b>5 DISKUSSION</b> .....	18
<b>5.1 Heterogenität der <sup>137</sup>Cs-Kontamination</b> .....	18
<b>5.2 Flechten als quantitative Bioindikatoren für radioaktiven Fallout</b> .....	18
<b>5.3 Abschätzung der Cäsiumaufnahme aus dem Boden</b> .....	19
<b>5.4 Vergleich der spezifischen <sup>137</sup>Cs-Aktivitäten verschiedener Flechtenarten</b> .....	22
<b>5.5 Nachweis von <sup>137</sup>Cs-„Altlasten“</b> .....	23
<b>5.6 <sup>137</sup>Cs-Tiefenverteilung im Boden</b> .....	24
<b>6 LITERATUR</b> .....	27

## ZUSAMMENFASSUNG

Zahlreiche Untersuchungen zeigten, daß Flechten nach einem radioaktiven Fallout Radionuklide in vergleichbar hohen Konzentrationen aufnehmen und daß die radioaktive Belastung der Flechten im allgemeinen gut mit der Flächenbelastung des Bodens korreliert. Ein wesentlicher Vorteil von Flechten ist, daß man relativ leicht Mischproben aus einer größeren Fläche sammeln kann, dabei erhält man die mittlere Belastung eines Gebietes. Besondere Bedeutung könnte die Bioindikation von radioaktivem Fallout in der alpinen Höhenstufe erlangen, da Flechten in diesem Bereich meist stark vertreten sind und außerdem durch die Geländebeschaffenheit die Entnahme von Bodenproben erschwert wird.

Für diese Arbeit wurden im Sommer 1993, also gut 7 Jahre nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl, Boden- und Flechtenproben am Stubnerkogel im Bundesland Salzburg gesammelt. Ziel der Arbeit war es, festzustellen inwieweit sich verschiedene Flechtenarten einige Jahre nach einem radioaktiven Fallout noch als Bioindikatoren für die radioaktive Belastung eignen.

Die untersuchten Flechtenproben hatten  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von etwa 400 bis 5.000 Bq pro kg Trockengewicht. Diese relativ hohen Aktivitäten sind auch bei geringer Probenmenge leicht meßbar. Somit kann man aufgrund ihrer langen Lebensdauer Flechten auch einige Jahre nach einer radioaktiven Kontamination noch als Bioindikatoren heranziehen. An einer besonders geeigneten Stelle wurden Flechten verschiedener Arten aus räumlich sehr eng begrenzten Flächen entnommen. Es zeigten sich deutliche artspezifische Unterschiede in der Kontamination, *Cetraria islandica*, *Cladonia arbuscula* und *Cladonia rangiferina* waren am stärksten belastet. Da gerade diese Arten in der alpinen Höhenstufe sehr häufig vorkommen, erweisen sie sich als besonders geeignete Bioindikatoren.

In den Bodenproben war teilweise  $^{137}\text{Cs}$  aus den oberirdischen Atombombenversuchsexplosionen nachweisbar, das war in keiner der Flechtenproben der Fall. Flechten können somit geeignet sein, einen neuerlichen Fallout getrennt von einem relativ lange zurückliegenden Fallout zu messen.

Aus verschiedenen Gründen können im Lauf der Zeit die ursprünglichen Kontaminationsverhältnisse der Flechten etwas verfälscht werden. Im vorliegenden Fall unterschied sich die aus den Bodenproben ermittelte Flächenbelastung an den einzelnen Standorten kaum, Flechten von niedriger gelegenen Standorten hatten jedoch oft höhere spezifische Aktivitäten als solche von höheren Standorten. Diese Tatsache kann man teilweise durch unterschiedliche Wachstumsraten der Flechten erklären. Auch nachträgliche Radionuklid Aufnahme über den Boden kann das Kontaminationsmuster der Flechten verfälschen. Für das Untersuchungsgebiet konnte grob abgeschätzt werden, daß die Proben von *Cetraria islandica* im Mittel etwa 20 % bis 40 % ihrer  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität indirekt über den Boden aufgenommen haben. Generell kann man sagen, daß diese Unsicherheiten eine umso stärkere Rolle spielen, je mehr Zeit zwischen der Kontamination und der Probennahme vergeht.

Aufgrund ihrer immer noch relativ hohen Kontamination kann man Flechten auch einige Jahre nach einem radioaktiven Fallout noch als Bioindikatoren heranziehen, jedoch zeigt sich, daß man zusätzliche Unsicherheiten einkalkulieren muß. Bei der Probennahme sollte besonderes Augenmerk darauf gelegt werden, nur Flechten von Standorten mit ähnlichen Wachstumsbedingungen miteinander zu vergleichen.

## **ABSTRACT**

A number of surveys has shown, that shortly after a radioactive fallout lichens are highly contaminated and their contamination correlates well with the soil deposition data. One of the major advantages of lichens is that samples can be collected from quite large areas, thereby getting an average contamination of this area. Especially in mountain ecosystems, lichens could gain great importance as biomonitors, because many lichens grow in this area. Moreover, the collection of soil samples can be very difficult.

For this survey soil and lichen samples were collected from a mountain called Stubnerkogel, which is located in the south of the province of Salzburg. The samples were taken in the summer of 1993, that means more than 7 years after the nuclear accident in Chernobyl. The aim of this study was to find out, if some years after a nuclear fallout has occurred lichens are still suitable biological detectors of the radioactive contamination.

The lichen samples had  $^{137}\text{Cs}$  activities between 400 and 5.000 Bq per kg dry weight. Even for small samples these comparatively high activities are easy to measure, because of their long life expectancy lichens can be used as biomonitors for a radioactive contamination which happened a few years ago. One sampling site allowed the collection of different lichen species in a very restricted area. It was possible to find specific differences in the  $^{137}\text{Cs}$  contamination between the various species; *Cetraria islandica*, *Cladonia arbuscula* and *Cladonia rangiferina* had the highest contamination levels. These three species are very common in alpine regions, so they prove to be especially suitable biomonitors of radioactive fallout.

Furthermore it was partly possible to find small amounts of  $^{137}\text{Cs}$  in the soil, which originate from nuclear weapons tests (this was impossible for any of the lichen samples). Thus lichens can be very useful when a fallout which occurred shortly ago should be separated from a fallout which had occurred a long time ago.

Due to various reasons the initial contamination patterns of lichens can slowly be altered. In the case of this study the contamination deposited in the soil per unit surface area does not show significant differences between the sampling locations. On the other hand the activities per unit lichen dry weight differ significantly between some sampling locations. This can partly be caused by different growth rates of the lichens. Furthermore, lichens were not only contaminated directly by the Chernobyl fallout, but they may also have absorbed radionuclides from the soil after the initial exposure. For all the examined *Cetraria islandica* samples the average uptake can be estimated with 20 % to 40 % of the total  $^{137}\text{Cs}$ . In general, the influence of these uncertainties increases with increasing time between contamination and sampling.

In conclusion lichens can still be used as biomonitors of the radioactive contamination a few years after a fallout has occurred, but additional uncertainties have to be considered. Hence only lichens from sites with similar growth conditions should be compared.

# 1 EINLEITUNG

## 1.1 DER REAKTORUNFALL VON TSCHERNOBYL

Der Unfall im Kernkraftwerk von Tschernobyl passierte am 26. April 1986, mehr als 10 Tage lang entwichen hohe Aktivitäten in die Atmosphäre (UMWELTBUNDESAMT 1986). Die erste radioaktive Wolke erreichte Österreich am 30. April. Heftiger Regenfall bewirkte starke nasse Deposition und führte dazu, daß Salzburg zu den am stärksten belasteten Gebieten in Westeuropa zu zählen ist (WHO 1986, STEINHÄUSLER et al. 1988). In Teilen Salzburgs kam es etwa im Vergleich zu Niederösterreich zu einer mehr als 20 mal höheren Flächenbelastung (HEINRICH 1987).

Nach Schätzungen russischer Experten wurden bei dieser Katastrophe 1 bis  $2 \times 10^{18}$  Bq in die Atmosphäre emittiert, wobei allerdings die Edelgase Xenon und Krypton nicht mitgerechnet sind. Von den schwerflüchtigen Elementen wurde nur ein geringer Prozentsatz der im Reaktor vorhandenen Aktivitäten freigesetzt,  $^{90}\text{Sr}$  entwich zu 4 %,  $^{137}\text{Cs}$  zu 13 % und  $^{131}\text{I}$  zu 20 %. Die leichtflüchtigen Edelgase entwichen fast zu 100 % (UMWELTBUNDESAMT 1986). Die Primärdeposition bestand zum Großteil aus kurzlebigen Nukliden,  $^{131}\text{I}$  und  $^{132}\text{I}$  mit Halbwertszeiten von 8,05 Tagen bzw. 2,5 Stunden waren dominierend. Dementsprechend sank in Deutschland die Aktivität im ersten Jahr auf 12 % des ursprünglichen Wertes. Der Aktivitätsanteil der beiden relativ langlebigen Cäsiumisotope  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{134}\text{Cs}$  stieg innerhalb von drei Jahren von 10 % auf 90 % (NIEMANN et al. 1989). Radiocäsium ist somit die wichtigste Größe bei der Beurteilung der längerfristigen Folgen des Reaktorunglücks von Tschernobyl (RINK und SAUER 1986).  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{134}\text{Cs}$  wurden bei diesem Unglück im Aktivitätsverhältnis 2:1 freigesetzt.

## 1.2 FLECHTEN ALS BIOINDIKATOREN

Flechten sind Symbioseorganismen aus einem Pilz (Mycobiont) und Algen (Photobiont), meist ist in freier Natur der Pilzpartner allein nicht lebensfähig. Die Gestalt der Flechten wird fast immer vom Pilz geprägt. Der Pilzpartner wird von den photoautotrophen Algen mit energiereichen Photosyntheseprodukten versorgt. Die Algen wiederum sind in ihrer Nährstoff- und Wasserversorgung vom Pilz abhängig, außerdem werden sie durch die Pilzhyphen vor zu starker Lichteinstrahlung geschützt.

Flechten sind wechselfeuchte Organismen, d. h. sie überstehen vollständiges Austrocknen unbeschadet, reduzieren dann ihren Stoffwechsel auf ein Minimum und werden bei Befeuchtung innerhalb von wenigen Minuten wieder photosynthetisch aktiv. Diese Organisationsform ist mit ein Grund für die sehr geringen Wachstumsraten der Flechten. Ihre Lebenserwartung schwankt zwischen einem und einigen hundert Jahren (STRASBURGER et al. 1991).

Flechten sind sehr sensibel, die Symbiose erfordert eine äußerst feine Regulierung. Das ist schon aus der Tatsache ersichtlich, daß die Algen zwar nur 2 % bis 5 % der Gesamtmasse ausmachen, aber allein für die Photosynthese verantwortlich sind (TÜRK 1991). Da Flechten zudem kein effizientes Abschlußgewebe besitzen und sie ihren Ionenbedarf zu einem großen Teil über ihre gesamte Oberfläche aus dem atmosphärischen Eintrag decken (TUOMINEN und JAAKKOLA 1973, KERSHAW 1985, ELLIS und SMITH 1987), sind sie sehr geeignete Bioindikatoren für Luftschadstoffe. Der Nachweis von sauren Luftschadstoffen mittels Flechten ist ein sehr gut untersuchtes Beispiel von Bioindikation (TÜRK 1991). Flechten werden

auch als akkumulative Bioindikatoren für Spurenelemente in der Atmosphäre herangezogen (z. B. LAAKSOVIRTA et al. 1969, GARTY et al. 1977, RAO et al. 1977, GOYAL und SEAWARD 1981, DeBRUIN et al. 1987). Zahlreiche Untersuchungen zeigten, daß Flechten gut geeignete akkumulative Bioindikatoren für die atmosphärische Belastung durch Radionuklide sind (z. B. HVIDEN und LILLEGRAVEN 1961, GORHAM 1969, HOFMANN et al. 1988, NIEMANN et al. 1989, BERG et al. 1992). Da Flechten langlebige Organismen ohne effizientes Ausscheidungssystem sind, kann man eine einmalige Belastung durch radioaktiven Fallout auch noch nach etlichen Jahren anhand von Flechten nachweisen.

## 2 FRAGESTELLUNG

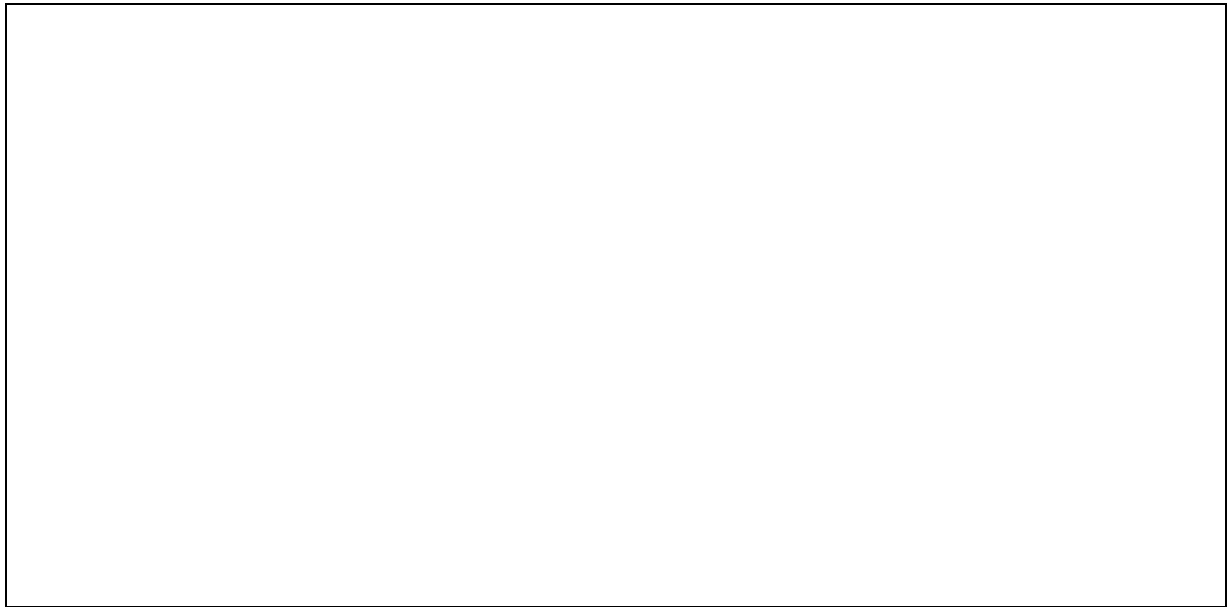
Die Flechten- und Bodenproben für die vorliegende Arbeit wurden im Sommer 1993 – also mehr als 7 Jahre nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl – gesammelt. Aufgrund dieser langen Zeitspanne war von vornherein zu erwarten, daß nur langlebige Falloutnuklide nachweisbar sind, wobei es sich hauptsächlich um die beiden Cäsiumisotope  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  handelt.

Untersuchungen haben gezeigt, daß nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl die alpine Höhenstufe besonders stark radioaktiv kontaminiert wurde (LETTNER 1989, MÜCK et al. 1990). Alpines Gelände ist meist schwer zugänglich, die Entnahme von Bodenproben oder die Durchführung von Bodenmessungen vor Ort (in situ gammaspektrometrische Messungen) sind somit mit großem Aufwand verbunden. Flechten finden in der alpinen Höhenstufe sehr gute Wachstumsbedingungen vor, sie machen dort einen beträchtlichen Anteil der pflanzlichen Biomasse aus. Die Bioindikation von radioaktivem Fallout anhand von Flechten könnte somit gerade in höher gelegenen Gebieten von entscheidender Bedeutung für die Abschätzung der radioaktiven Belastung sein. Im Zuge dieser Arbeit sollte untersucht werden, wie gut sich Bodenflechten der alpinen Höhenstufe einige Jahre nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl als Bioindikatoren für radioaktiven Fallout eignen. Wichtige Fragestellungen in diesem Zusammenhang sind z. B.:

- Wie gut spiegeln die spezifischen Cäsiumaktivitäten der Flechten die Flächenbelastung im Boden wider?
- In welchem Ausmaß nehmen Flechten Radiocäsium nachträglich über den Boden auf?
- Kann man artspezifische Unterschiede in der radioaktiven Belastung feststellen?
- Ist es möglich, Radiocäsium aus der Zeit vor dem Reaktorunglück von Tschernobyl nachzuweisen?

Als Bioindikatoren lassen sich nur solche Flechtenarten verwenden, die an genügend Stellen in ausreichender Menge vorhanden sind. Die untersuchten Flechtenarten zeichnen sich dadurch aus, daß sie in Österreich im alpinen Raum praktisch flächendeckend vorhanden sind. Abbildung 1 zeigt stellvertretend für die anderen Flechtenarten das österreichweite Vorkommen von *Cetraria islandica*.

Abb. 1: *Verbreitungsgebiet von Cetraria islandica (in jedem Quadrat mit einem schwarzen Punkt existiert mindestens ein Fundort von Cetraria islandica)*





### 3 MATERIAL UND METHODIK

#### 3.1 ORT UND ART DER PROBENNAHME

Die Flechten- und Bodenproben wurden am Stubnerkogel in Badgastein im Bundesland Salzburg gesammelt (47° 7' nördl. Breite und 13° 6' östl. Länge). Die Ostseite des in Nord-Südrichtung verlaufenden Bergzugs weist ein homogenes Profil mit recht gleichmäßiger Neigung auf, somit ist dieser Berg gut geeignet für die Untersuchung von Flechten- und Bodenproben aus unterschiedlichen Höhenstufen.

Der Bergrücken des Stubnerkogels liegt etwa 2.240 m ü. M., einige Flechten- und drei Bodenproben stammen direkt vom Bergrücken. Auf der Westseite wurden an 3 Standorten in einer Höhe von 2.230, 2.220 und 2.180 m ü. M. Flechten- und Bodenproben entnommen, auf der Ostseite an 7 Standorten bis hinunter zur Waldgrenze (ca. 1.800 m ü. M.). Abbildung 2 zeigt das Untersuchungsgebiet mit den 11 Standorten, Tabelle 1 enthält die standortspezifische Auflistung aller Proben mit Probennahmedatum.

Die Bodenproben wurden mit einem zylindrischen Bodenstecher mit 8 cm Innendurchmesser ausgestochen. Noch im Gelände wurde der pflanzliche Aufwuchs von den ausgestochenen Zylindern entfernt. Die obersten 10 cm der Bodenzylinder wurden in 2 cm dicke Scheiben geschnitten, in Plastiksäckchen aufbewahrt und im Labor gammastrahlendimetrisch untersucht.

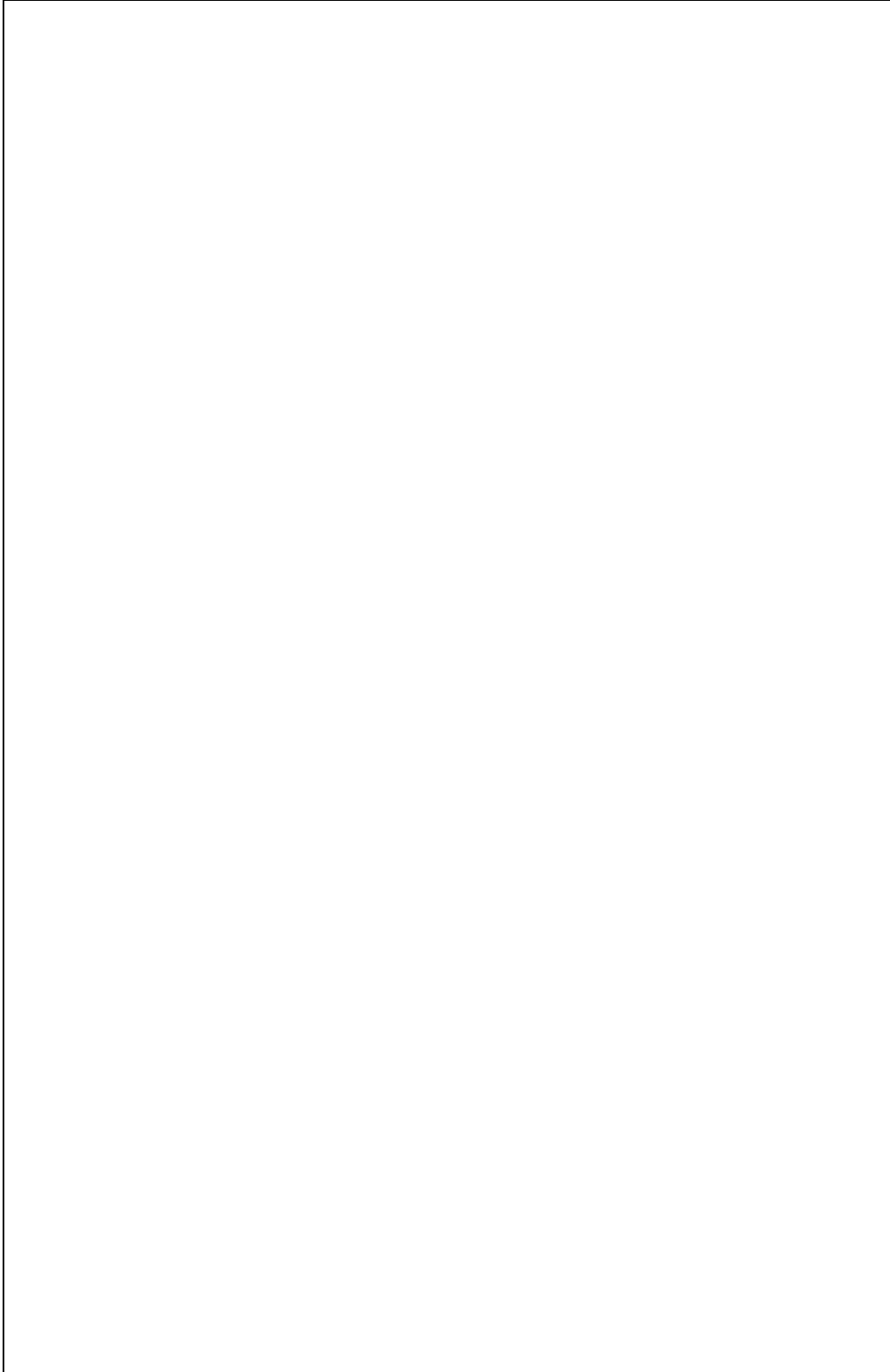
Die Flechtenproben hatten 2-10 g Trockengewicht. Von folgenden Bodenflechten wurden je nach Häufigkeit des Vorkommens unterschiedlich viele Proben gesammelt:

- *Alectoria ochroleuca* (Hoffm.) Massal.
- *Cetraria cucullata* (Bellardi) Ach.
- *Cetraria islandica* (L.) Ach.
- *Cladonia arbuscula* ssp. *squamosa* (Wallr.) Flotow
- *Cladonia rangiferina* (L.) Weber

An 9 Standorten wurden je 3 Bodenzylinder ausgestochen, an 2 Standorten jeweils nur 1 Zylinder. Die Zylinder bildeten die Eckpunkte eines annähernd gleichseitigen Dreiecks von etwa 5 m Seitenlänge. War ein Standort flechtenarm, wurde nur eine Probe der jeweiligen Flechtenart gesammelt. An den flechtenreicheren Standorten wurden auf einer Fläche von etwa 25 m<sup>2</sup> von jeder ausreichend vorhandenen Art mehrere Proben von getrennten Flechtenpolstern entnommen. Standort 8 (Ostseite, 2.100 m ü. M.) zeichnete sich durch besonderen Flechtenreichtum aus. Dort wurden 3 Flächen mit einer Größe von je etwa 0,5 m<sup>2</sup> festgelegt. Die Flächen bildeten die Eckpunkte eines annähernd gleichseitigen Dreiecks von ca. 3 m Seitenlänge. Aus jeder der 3 Flächen wurde eine Mischprobe von *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata*, *Cladonia arbuscula*, *Cladonia rangiferina* und *Alectoria ochroleuca* zusammengestellt.

Aus Standort 1 stammen zusätzlich 2 *Cetraria islandica* Mischproben. Eine Probe bestand aus kleinen, maximal 3 cm großen Flechten, die andere Probe enthielt ausschließlich sehr große, fruchtende Exemplare.

*Abb. 2: Untersuchungsgebiet am Stubnerkogel mit den 11 Standorten (Ausschnitt aus Alpenvereinskarte Nr. 42: Sonnblick, Maßstab 1:10.000)*



Tab. 1: Zusammenstellung aller Standorte mit Probenbeschreibung (die verwendeten Abkürzungen sind auf der nächsten Seite erläutert)

Standort Nr.	Kurzbeschreibung	Meereshöhe in m	gem. $\gamma$ Dos. leis. mR/h	korr. $\gamma$ Dos. leis. mR/h	Zahl/Ent. dat. der Bodenproben	Flechtenart	Zahl/Ent. dat. der Flechtenproben
1	Westseite 50m südlich von Gedenkstein	2230	15,5	5,7	3/17.7.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc.	3/19.6. 2/25.6. 1/17.7. 2/25.6. 1/17.7. 1/17.7.
2	Westseite unter Sto. 1	2220	16,5	6,7	3/17.7.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc.	1/17.7. 3/24.7. 1/17.7. 3/24.7. 1/17.7. 3/24.7.
3	Westseite unter Sto. 2	2180	17,0	7,2	3/19.6.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc.	3/19.6. 1/25.6. 3/24.7. 1/24.7.
4	Bergrücken 20m nördlich von Gedenkstein	2235	17,2	7,4	3/17.7.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc. Alec. ochr.	1/17.7. 1/17.7. 1/17.7. 1/17.7.
5	Ostseite unter Liftstütze	2190	16,8	7,0	1/17.7.	Cet. isl.	1/17.7.
6	Ostseite unter Sto 5	2160	16,0	6,4	3/19.6.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc.	3/19.6. 1/17.7. 1/25.6. 1/17.7. 1/17.7.
7	Ostseite unter Sto 6	2120	15,3	5,9	1/17.7.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc.	1/17.7. 1/17.7. 1/17.7.
8	Ostseite unter Sto 7	2100	n.g.		3/24.7.	Cet. isl. Clad. arb. Cet. cuc. Clad. rang. Alec. ochr.	3/24.7. 3/24.7. 3/24.7. 3/24.7. 3/24.7.
9	Ostseite unter Sessellift	2020	17,3	8,2	3/25.6.	Cet. isl. Clad. arb. Clad. rang.	3/25.6. 1/25.6. 1/25.6.
10	Ostseite unter Sto 9	1950	16,3	7,4	3/17.7.	Cet. isl. Clad. arb.	1/17.7. 1/17.7.
11	Ostseite unter Mittelstat. bei Waldgr.	1800	16,2	7,8	3/17.7.	Cet. isl.	1/17.7.

gem.  $\gamma$  Dos. leis. .... gemessene Gammadosisleistung  
 korr.  $\gamma$  Dos. leis. .... korrigierte Gammadosisleistung  
 n. g. .... nicht gemessen  
 Ent. dat. .... Entnahmedatum  
 Sto. .... Standort  
 Mittelstat. .... Mittelstation

Waldgr. .... Waldgrenze  
 Cet. isl. .... *Cetraria islandica*  
 Cet. cuc. .... *Cetraria cucullata*  
 Clad. arb. .... *Cladonia arbuscula*  
 Clad. rang. .... *Cladonia rangiferina*  
 Alec. ochr. .... *Alectoria ochroleuca*

An 10 von 11 Standorten wurde mit einem Halle-Dosisleistungsmeßgerät (Szintillations-Dosimeter H 7201) die Gammadosisleistung etwa 1 m über dem Boden gemessen. Tabelle 1 enthält die Mittelwerte der an den einzelnen Standorten gemessenen Gammadosisleistung und die korrigierte Gammadosisleistung. Die korrigierte Gammadosisleistung erhält man durch Abzug der Höhenstrahlung, die jeweiligen Werte der Höhenstrahlung stammen aus der Strahlenkarte Österreichs (TSCHIRF et al. 1975).

### **3.2 AUFBEREITUNG UND MESSUNGEN**

Die Bodenproben wurden bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend mit Mörser und Pistill zerkleinert, wobei größere Steine entfernt wurden. Die zerkleinerten Proben kamen in Polypropyldosen mit 180 ml Fassungsvermögen. Das Nettogewicht wurde ermittelt und der Füllungszustand der Dosen in 20 ml Schritten festgehalten.

Die Flechtenproben wurden mit einer Pinzette gründlich von anhaftenden Fremdstoffen gereinigt, anschließend mit Mörser, Pistill und flüssigem Stickstoff homogenisiert und im Trockenschrank bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Flechten wurden in Polypropyldosen mit 20 ml Fassungsvermögen gefüllt, das Nettogewicht wurde ermittelt und der Füllungszustand in 2 ml Schritten bestimmt.

Die Proben wurden mit einem Reinstgermaniumdetektor der Firma EG&G ORTEC (Modell Gem-35190-P, relative Efficiency bei 1,33 MeV: 20 %) gemessen. Die Meßzeit betrug mindestens 36.000 Sekunden. Die Auswertung erfolgte teilweise mit dem Softwareprogramm „Gammavision“ von EG&G ORTEC und teilweise mit dem Tabellenkalkulationsprogramm „EXCEL“.

## 4 ERGEBNISSE

### 4.1 FLECHTEN

#### 4.1.1 Spezifische $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten an verschiedenen Standorten

In den Abbildungen 3-5 sind die Mittelwerte mit Standardabweichung bzw. die Einzelmeßwerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von *Cetraria islandica*, *Cladonia arbuscula* und *Cetraria cucullata* an den einzelnen Standorten eingetragen. Aufgrund der ausgezeichneten Zählstatistik sind die Werte der Einzelmessungen als einfache Punkte ohne Standardabweichung angegeben. Alle drei Flechtenarten hatten an den einzelnen Standorten deutlich unterschiedliche spezifische Aktivitäten. Generell zeigt sich die Tendenz, daß Flechten niedriger gelegener Standorte oft höher belastet waren als Flechten höherer Standorte.

Abb. 3: Mittelwerte mit Standardabweichung bzw. Einzelmeßwerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in *Cetraria islandica* an verschiedenen Standorten am Stubnerkogel

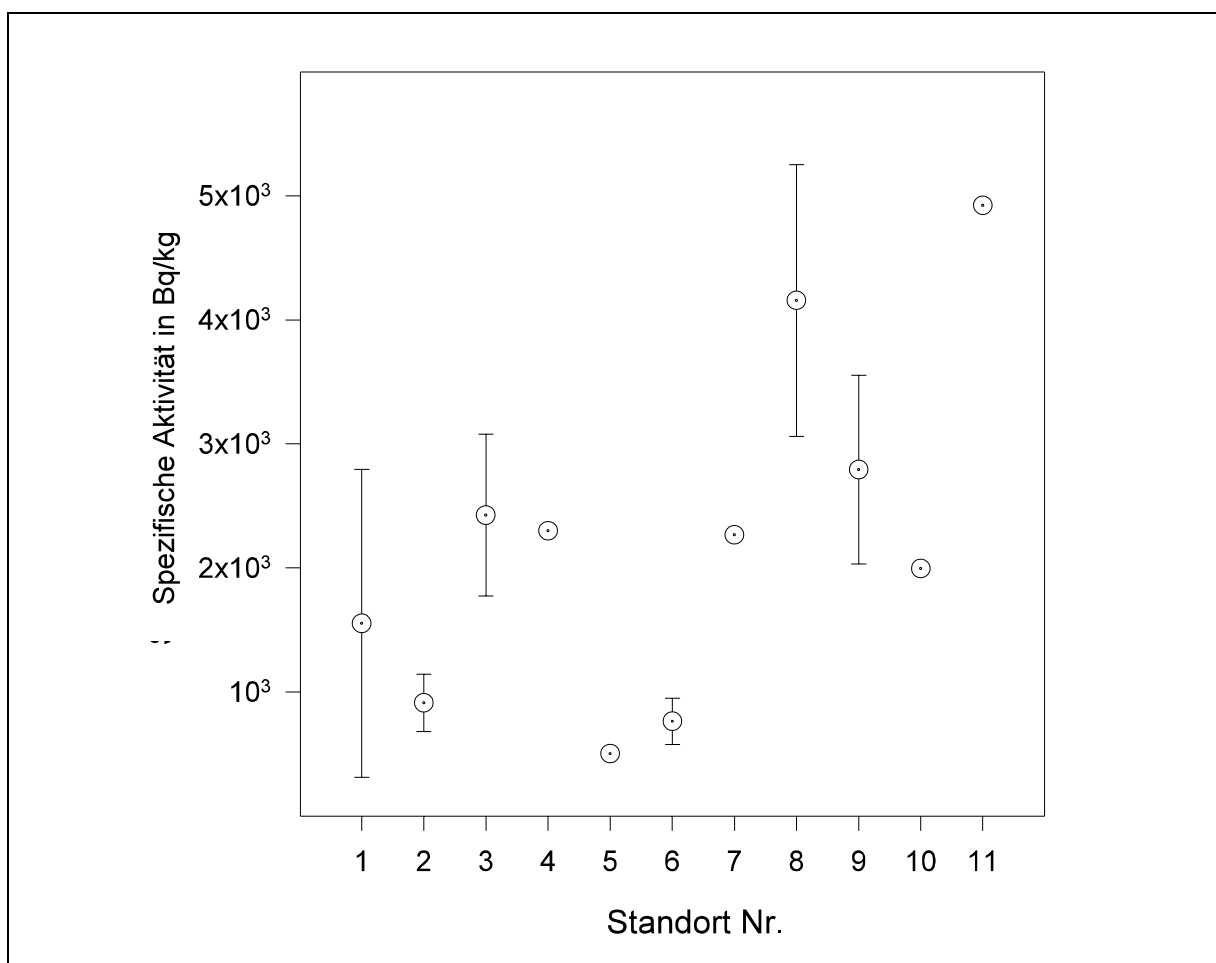


Abb. 4: Mittelwerte mit Standardabweichung bzw. Einzelmesswerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in *Cladonia arbuscula* an verschiedenen Standorten am Stubnerkogel

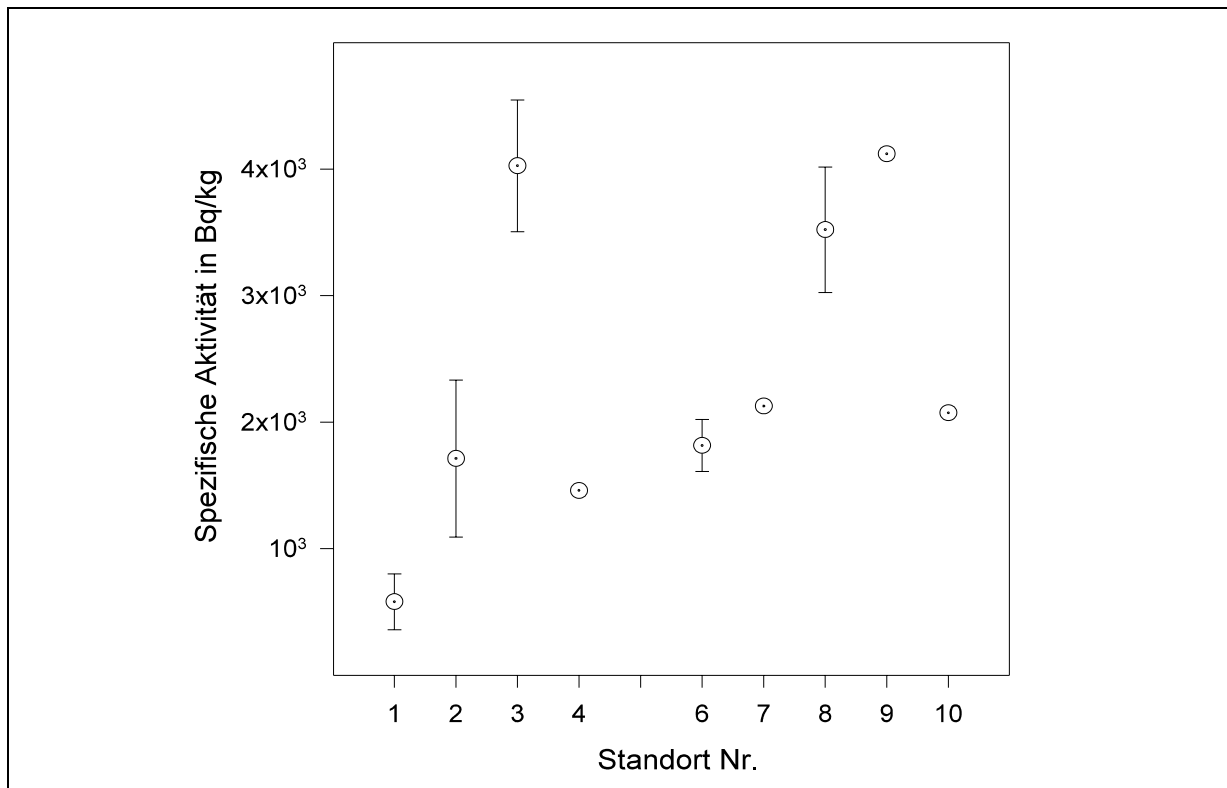
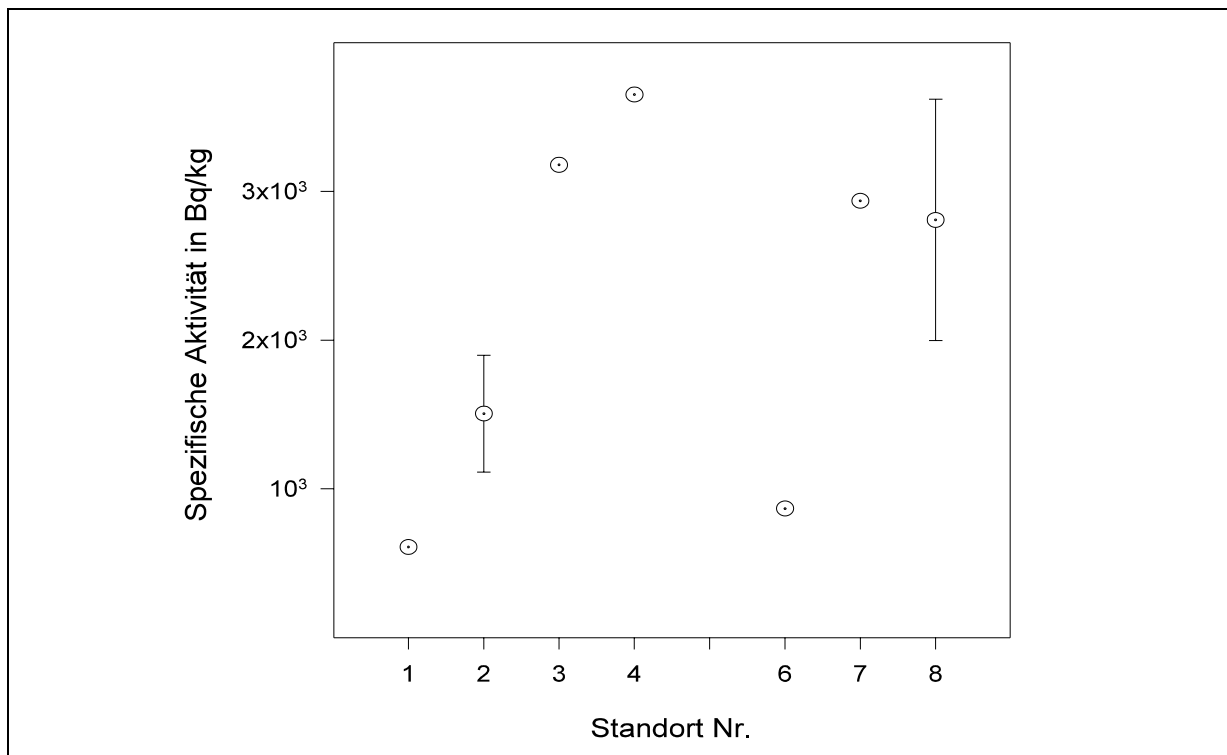


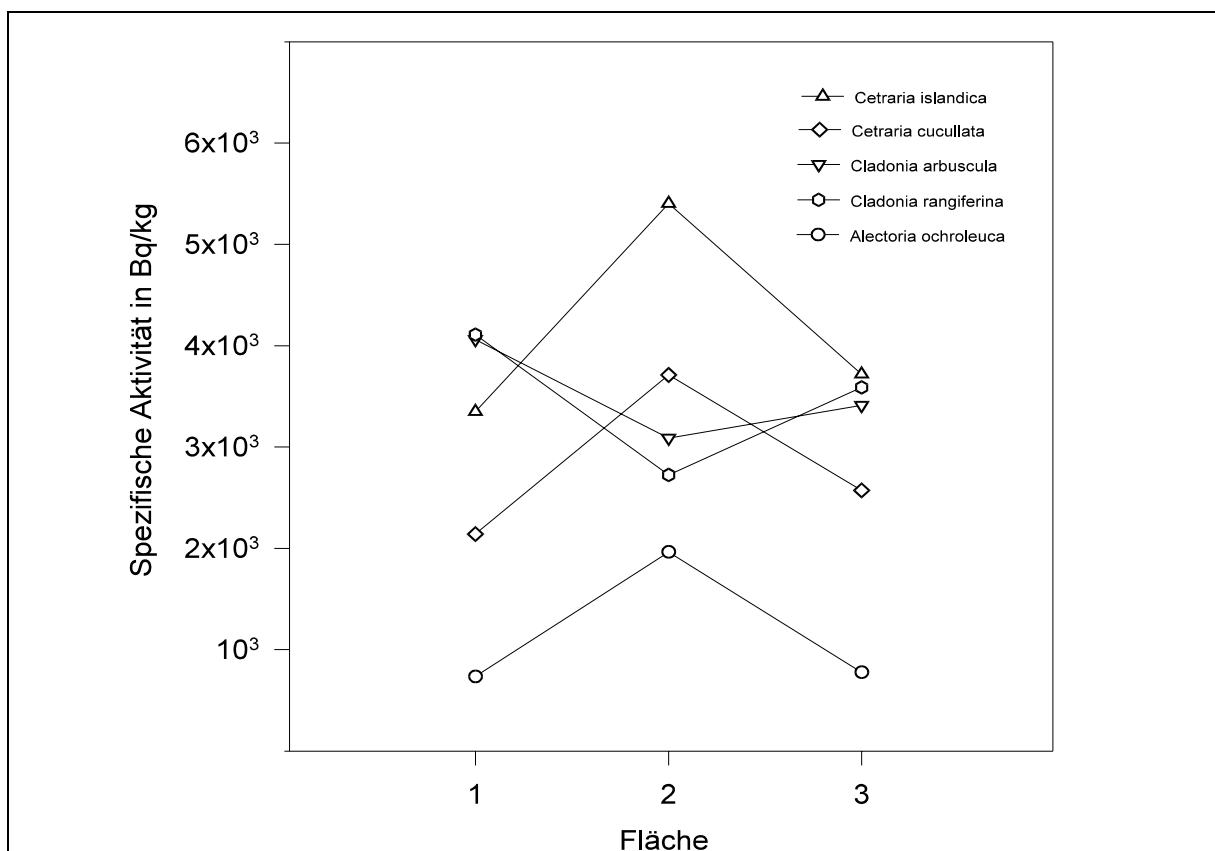
Abb. 5: Mittelwerte mit Standardabweichung bzw. Einzelmesswerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in *Cetraria cucullata* an verschiedenen Standorten am Stubnerkogel



#### 4.1.2 Spezifische $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten verschiedener Flechtenarten

Abbildung 6 zeigt die spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten verschiedener Flechtenarten am Standort 8 (Ostseite, 2.100 m ü. M.). Wie im Kapitel 3.1. beschrieben, erfolgte an diesem Standort die Probennahme besonders sorgfältig. Das Verhältnis der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata* und *Alectoria ochroleuca* war an allen drei Flächen sehr ähnlich. *Alectoria ochroleuca* war am schwächsten belastet. *Cetraria cucullata* war an allen drei Flächen etwa 2,5 mal stärker belastet als *Alectoria ochroleuca*,

Abb. 6: Spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten verschiedener Flechtenarten vom Standort 8 (Ostseite, 2.100 m ü. M.) am Stubnerkogel



*Cetraria islandica* wiederum war an allen drei Flächen etwa 1,5 mal so stark belastet wie *Cetraria cucullata*. Das Verhältnis der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität von *Cladonia rangiferina* zu der von *Cladonia arbuscula* war an allen drei Flächen praktisch 1. Interessant ist, daß *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata* und *Alectoria ochroleuca* in Fläche 2 deutlich stärker belastet waren als in den beiden anderen Flächen, die beiden *Cladonia*-Arten waren in Fläche 2 jedoch am geringsten belastet.

Am Standort 2 (Westseite, 2.220 m ü. M.) wurden je 4 Proben von *Cetraria islandica* und *Cetraria cucullata* entnommen, im Gegensatz zum Standort 8 waren hier alle Proben von *Cetraria cucullata* deutlich stärker belastet als die von *Cetraria islandica* (vergleiche Abbildungen 3 und 5).

Berechnet man die Mittelwerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität aus allen am Stubnerkogel entnommenen Flechten, so unterscheiden sie sich für *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata*

und *Cladonia arbuscula* kaum. Alle untersuchten Proben von *Alectoria ochroleuca* waren deutlich geringer belastet als Proben der anderen Flechtenarten.

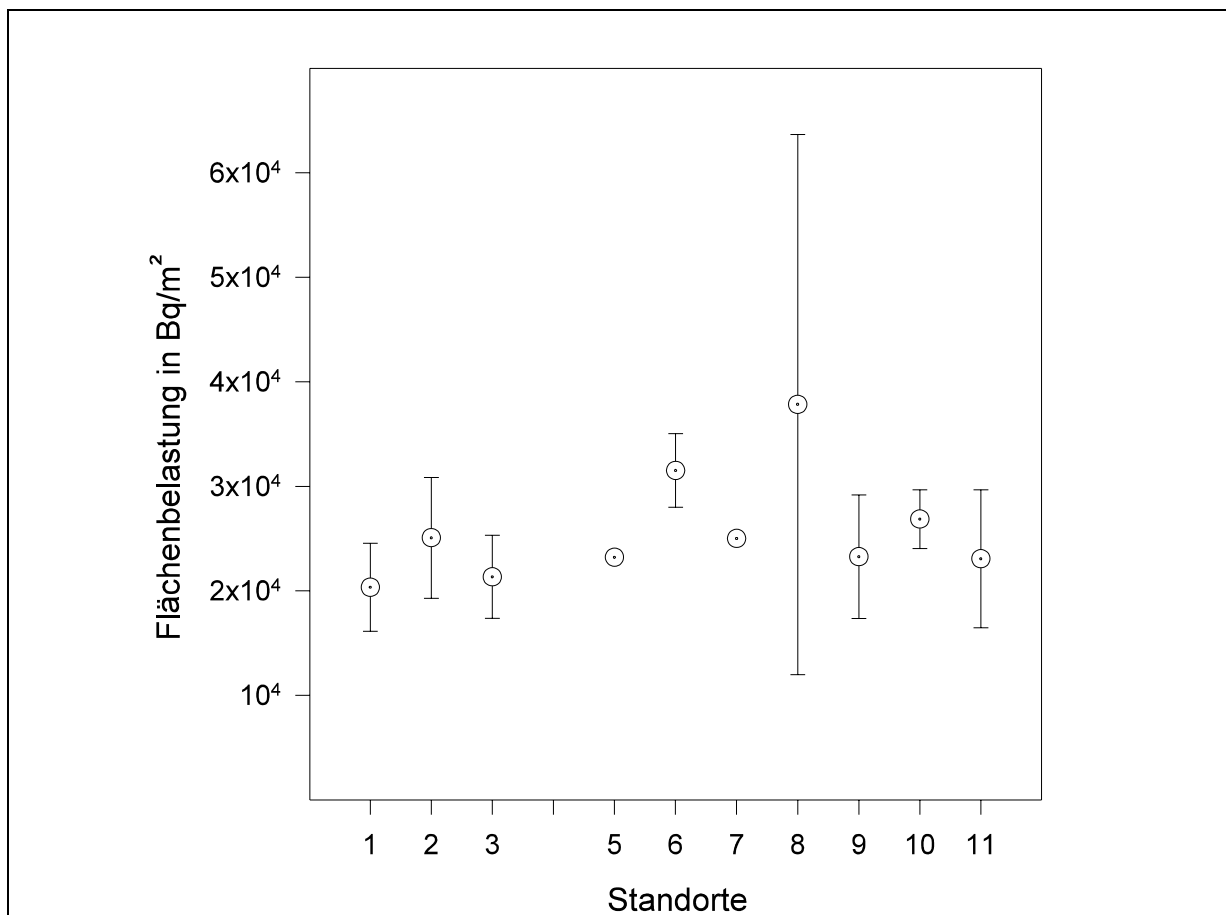
## 4.2 BODEN

### 4.2.1 $^{137}\text{Cs}$ -Flächenbelastung

Für jeden Bodenzylinder wurde die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in den obersten 10 cm ermittelt. Die Zylinder hatten eine Grundfläche von  $50\text{ cm}^2$ , somit kann man unter der Annahme, daß sich  $^{137}\text{Cs}$  zur Gänze in den obersten 10 cm befindet, von der Gesamtaktivität in jedem Zylinder auf die Flächenbelastung pro  $\text{m}^2$  hochrechnen. Abbildung 7 enthält die so für die einzelnen Standorte ermittelten Werte der Flächenbelastung. An zwei Standorten auf der Ostseite wurde die Flächenbelastung aus jeweils nur einem Bodenzylinder ermittelt, in Abbildung 7 sind die entsprechenden Werte wiederum als einfache Punkte ohne Standardabweichung eingetragen. Für alle anderen Standorte wurden die aus drei Bodenzylindern errechneten Mittelwerte der Flächenbelastung mit Standardabweichung eingetragen.

Am Stubnerkogel unterschieden sich weder auf der West- noch auf der Ostseite einzelne Standorte signifikant in ihrer Flächenbelastung, im Untersuchungsgebiet kann keine Höhenabhängigkeit der radioaktiven Kontamination festgestellt werden.

Abb. 7: Mittelwerte mit Standardabweichung bzw. Einzelmeßwerte der  $^{137}\text{Cs}$ -Flächenbelastung im Boden ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) an verschiedenen Standorten am Stubnerkogel



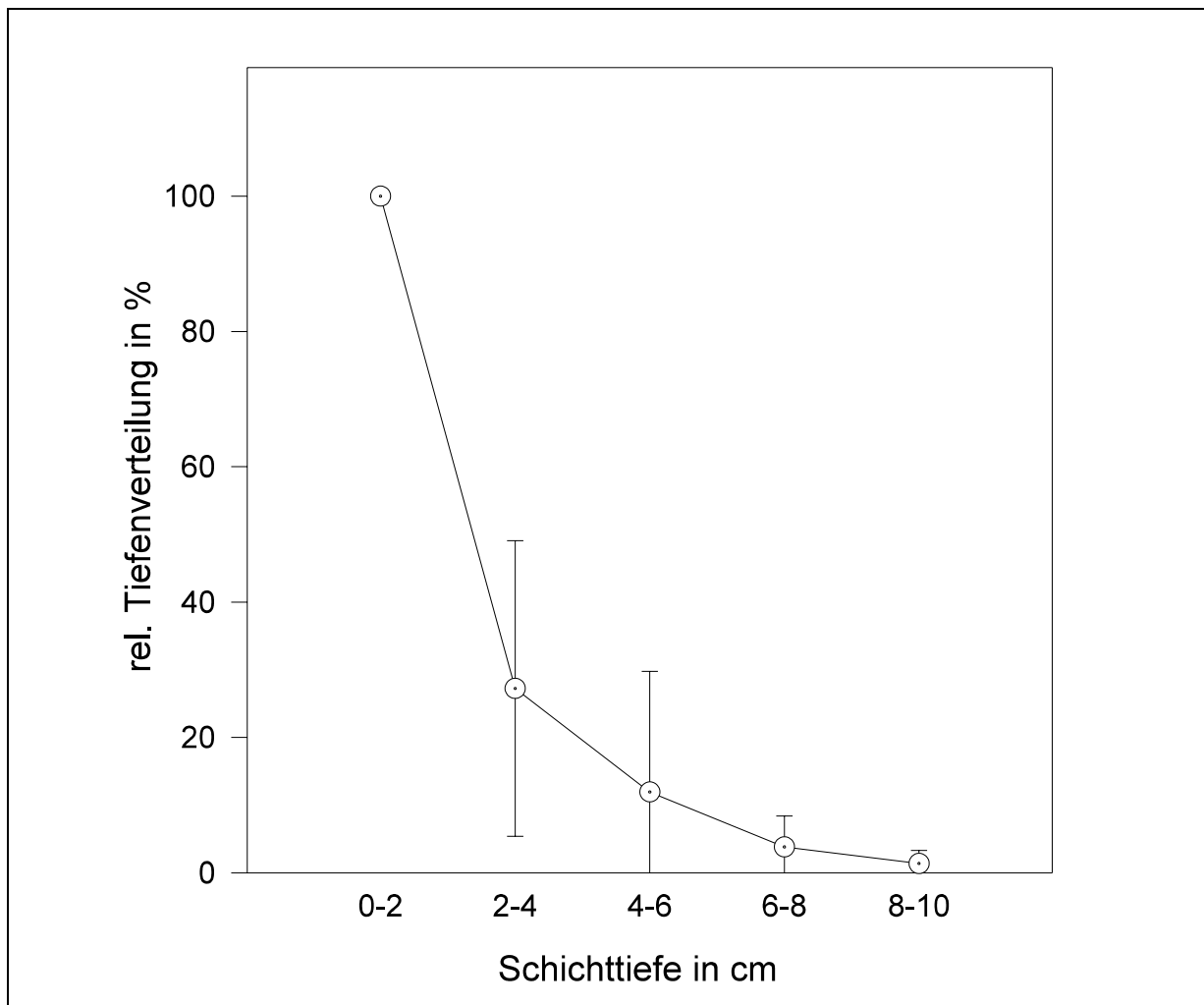




#### 4.2.2 Tiefenverteilungen im Boden

Abbildung 8 zeigt die über alle Bodenproben gemittelte  $^{137}\text{Cs}$ -Tiefenverteilung mit Standardabweichung, wobei für jeden Bodenzylinder die Aktivität der obersten 2 cm als 100 % definiert wurde. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Tiefenverteilung kann in sehr guter Näherung durch eine Exponentialfunktion beschrieben werden.

Abb. 8: Über alle Bodenproben vom Stubnerkogel gemittelte relative  $^{137}\text{Cs}$ -Tiefenverteilung mit Standardabweichung (für jeden Bodenzylinder wurde die  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität in den obersten 2 cm als 100 % definiert)



#### 4.2.3 Verhältnis der $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität zur $^{134}\text{Cs}$ -Aktivität

Mit dem radioaktiven Zerfallsgesetz wurden die Cäsiumaktivitäten auf den Zeitpunkt des Reaktorunglücks von Tschernobyl normiert. Tabelle 2 enthält das Verhältnis der  $^{137}\text{Cs}$ - zur  $^{134}\text{Cs}$ -Aktivität in den Bodenproben. Nur in wenigen Proben war das Verhältnis signifikant größer als 2, d. h. über dem aufgrund des Reaktorunglücks von Tschernobyl zu erwartenden Wert. Das aus den oberirdischen Atomwaffentests stammende  $^{137}\text{Cs}$  wurde in manchen Zylindern

in der Schichttiefe 2-4 cm nachgewiesen. An nur einem Standort (Ostseite, 1950 m ü. M.) war das Verhältnis der Cäsiumisotope auch in der Schichttiefe 4-6 cm signifikant erhöht.

Tab. 2: Verhältnis der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität zur  $^{134}\text{Cs}$ -Aktivität in den Bodenschichten zum Zeitpunkt des Reaktorunglücks von Tschernobyl (Verh... Verhältnis der Cäsiumisotope,  $\sigma$ ... Standardabweichung des Verhältnisses in %, n. b... Verhältnis wurde nicht bestimmt, da zumindest ein Cäsiumisotop unter der Erkennungsgrenze lag)

Standort	Schichttiefe	1. Zylinder		2. Zylinder		3. Zylinder	
		Verh.	$\sigma$	Verh.	$\sigma$	Verh.	$\sigma$
1	0-2 cm	2,4	10	1,8	10	1,7	10
	2-4 cm	1,6	10	2,4	10	4,5	20
	4-6 cm	1,9	10	n.b.		n.b.	
	6-8 cm	2,6	20	n.b.		n.b.	
	8-10 cm	1,7	25	n.b.		n.b.	
2	0-2 cm	1,8	10	1,7	10	1,8	10
	2-4 cm	2,4	20	2,3	10	1,9	10
	4-6 cm	n.b.		3,1	25	2,2	15
	6-8 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
3	0-2 cm	1,8	10	1,7	15	1,8	10
	2-4 cm	1,8	10	1,9	15	2,0	10
	4-6 cm	2,1	15	n.b.		2,2	30
	6-8 cm	1,6	30	n.b.		n.b.	
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
4	0-2 cm	1,8	10	1,7	10	1,6	10
	2-4 cm	3,0	25	4,6	20	2,8	15
	4-6 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
	6-8 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
5	0-2 cm	1,8	10				
	2-4 cm	4,6	15				
	4-6 cm	n.b.					
	6-8 cm	n.b.					
	8-10 cm	n.b.					
6	0-2 cm	1,6	10	1,7	10	1,8	10
	2-4 cm	2,3	10	2,6	25	2,5	15
	4-6 cm	2,3	25	n.b.		n.b.	
	6-8 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	

Standort	Schichttiefe	1. Zylinder		2. Zylinder		3. Zylinder	
		Verh.	$\sigma$	Verh.	$\sigma$	Verh.	$\sigma$
<b>7</b>	0-2 cm	<b>1,7</b>	10				
	2-4 cm	<b>2,8</b>	10				
	4-6 cm	n.b.					
	6-8 cm	n.b.					
	8-10 cm	n.b.					
<b>8</b>	0-2 cm	<b>1,7</b>	10	<b>1,8</b>	10	<b>1,9</b>	10
	2-4 cm	<b>2,0</b>	10	<b>1,6</b>	10	<b>1,7</b>	10
	4-6 cm	n.b.		<b>1,9</b>	15	<b>1,7</b>	10
	6-8 cm	n.b.		<b>2,7</b>	30	<b>1,7</b>	10
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
<b>9</b>	0-2 cm	<b>1,8</b>	10	<b>1,8</b>	10	<b>1,7</b>	10
	2-4 cm	<b>1,8</b>	15	<b>1,6</b>	10	n.b.	
	4-6 cm	<b>1,7</b>	20	<b>1,8</b>	10	<b>1,9</b>	15
	6-8 cm	n.b.		<b>1,6</b>	15	n.b.	
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
<b>10</b>	0-2 cm	<b>2,1</b>	10	<b>1,7</b>	10	<b>1,7</b>	10
	2-4 cm	n.b.		<b>2,2</b>	10	<b>1,9</b>	10
	4-6 cm	<b>3,0</b>	30	<b>2,4</b>	20	<b>3,4</b>	25
	6-8 cm	n.b.		<b>2,3</b>	20	n.b.	
	8-10 cm	n.b.		n.b.		n.b.	
<b>11</b>	0-2 cm	<b>1,8</b>	10	<b>1,9</b>	10	<b>1,7</b>	10
	2-4 cm	<b>1,7</b>	10	<b>1,7</b>	10	<b>2,0</b>	15
	4-6 cm	<b>1,7</b>	25	<b>2,2</b>	20	<b>1,6</b>	20
	6-8 cm	<b>2,6</b>	25	<b>1,5</b>	20	<b>1,8</b>	20
	8-10 cm	n.b.		<b>1,3</b>	35	n.b.	

## 5 DISKUSSION

### 5.1 HETEROGENITÄT DER <sup>137</sup>CS-KONTAMINATION

Nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl war die Primärdeposition auch auf kleinstem Raum sehr heterogen (HOHENEMSER et al. 1986). In Deutschland wiesen NIEMANN et al. (1989) im Bereich von einem Kilometer Unterschiede in der radioaktiven Kontamination um den Faktor 30 nach. MAUBERT et al. (1990) untersuchten Böden der alpinen Höhenstufe in den französischen Alpen. Proben, die nur einige 10 m voneinander entfernt entnommen wurden, unterschieden sich in ihrer Kontamination bis zu einer Größenordnung. Diese großen Unterschiede führten sie hauptsächlich auf verschiedene Belastung durch Oberflächenabfluß von Regen- und Schmelzwasser zurück. Sie schlossen daraus, daß in stark geneigtem Gelände Oberflächenabfluß der dominierende Faktor für die Verteilung von Radionukliden ist. Das Untersuchungsgebiet am Stubnerkogel erstreckt sich über ca. 1 km, und die Aktivitäten der Bodenzylinder unterschieden sich maximal um den Faktor 5. Zylinder, die von einem Standort entnommen wurden, sind einander dabei aber nicht ähnlicher als Zylinder unterschiedlicher Standorte. Die spezifischen <sup>137</sup>Cs-Aktivitäten der Flechten variieren deutlich stärker als die absoluten <sup>137</sup>Cs-Aktivitäten der Bodenzylinder. *Cetraria islandica* ist die am stärksten beprobte Flechtenart, hier variieren diespezifischen <sup>137</sup>Cs-Aktivitäten maximal um den Faktor 10. Ähnliches gilt für *Cladonia arbuscula*, die am zweitstärksten beprobte Flechtenart.

### 5.2 FLECHTEN ALS QUANTITATIVE BIOINDIKATOREN FÜR RADIOAKTIVEN FALLOUT

Untersuchungen vor und nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl zeigten, daß normalerweise die radioaktive Kontamination in Boden und Pflanzen mit steigender Meereshöhe zunimmt (z. B. KWAPULINSKI et al. 1985, GAARE 1987, SEAWARD et al. 1988, NIEMANN et al. 1989, MAUBERT et al. 1990), wobei lokal aber auch eine gegenläufige Tendenz festgestellt werden kann (HEINRICH 1987). Die Ergebnisse aus den Bodenproben ließen im Untersuchungsgebiet keine Höhenabhängigkeit der Kontamination erkennen. Im Gegensatz dazu waren Flechten von niedriger gelegenen Standorten häufig stärker belastet als solche von höheren Standorten.

Mit eine Hauptursache für die unterschiedlichen Ergebnisse von Flechten- und Bodenproben dürfte in den Wachstumsraten der Flechten liegen. Da höhere Pflanzen an höher gelegenen Standorten meist konkurrenzschwächer sind, ergeben sich für Flechten bessere Wachstumsbedingungen als in tieferen Lagen. Durch die verschiedenen Wachstumsraten der Flechten wurde die nach dem radioaktiven Fallout vorhandene spezifische Aktivität im Flechtenthallus unterschiedlich stark „verdünnt“. Einen Hinweis darauf, daß die Wachstumsraten eine entscheidende Rolle spielen, geben die großen fruchtenden *Cetraria islandica*-Thalli (Thallus = Flechtenkörper) vom Standort 1. Man kann davon ausgehen, daß diese Thalli deutlich stärkere Wachstumsraten hatten als die Thalli der übrigen Proben dieses Standortes. Dementsprechend ist auch die spezifische Aktivität dieser Thalli deutlich geringer als die der übrigen Thalli.

Daneben gibt es noch andere mögliche Fehlerursachen, die bei der Bioindikation von radioaktivem Fallout mittels Flechten beachtet werden sollten. Flechten absorbieren Wasser über ihre Oberfläche und speichern die darin gelösten Ionen zu einem hohen Prozentsatz

(TUOMINEN und JAAKKOLA 1973, KERSHAW 1985, ELLIS und SMITH 1987). Daraus schließt GAARE (1987), daß der Cäsiumgehalt in Flechten sehr stark durch Unterschiede im Quellungszustand zum Zeitpunkt des Niedergehens der radioaktiven Wolke beeinflusst wird: „A dry sponge may absorb more water and contamination than a wet one. And lichens work very much like sponges in this respect.“

Eine weitere mögliche Fehlerursache liegt in der effektiven Halbwertszeit. Die effektive Halbwertszeit von Radionukliden in Organismen setzt sich aus der physikalischen und der biologischen Halbwertszeit zusammen. Während die physikalischen Halbwertszeiten der verschiedenen Nuklide gut bekannt sind, schwanken die in der Literatur gefundenen Werte der biologischen  $^{137}\text{Cs}$ -Halbwertszeit in Flechten von 2 bis 17 Jahren (LIDEN und GUSTAFSON 1967, TUOMINEN und JAAKKOLA 1973, KWAPULINSKI et al. 1985). Daraus schließen SLOOF und WOLTERBEEK (1992), daß man nur dann, wenn alle relevanten Faktoren – wie z. B. genetische Variabilitäten oder mikroklimatische Variationen – für die Flechten im Untersuchungsgebiet bekannt wären, zutreffende Aussagen über biologische Halbwertszeiten treffen könnte. GUILLITTE et al. (1990) gehen davon aus, daß es in Flechten zwei Cäsiumfraktionen gibt. Ein Teil des Cäsiums ist relativ fest gebunden und kann nur schwer ausgetauscht oder ausgewaschen werden. Erst wenn die entsprechenden Akzeptoren aufgesättigt sind, wird die zweite leicht auswaschbare Fraktion besetzt. Die biologische Halbwertszeit von Radiocäsium in Flechten hängt stark davon ab, in welcher Fraktion es vorliegt.

Haben Flechten im Untersuchungsgebiet stark unterschiedliche effektive Halbwertszeiten, so wird das ursprüngliche Kontaminationsmuster dadurch verfälscht. Dieser Effekt ist umso stärker zu beachten, je mehr Zeit zwischen der Kontamination und der Probennahme vergeht.

### 5.3 ABSCHÄTZUNG DER CÄSIUMAUFNAHME AUS DEM BODEN

Zieht man Flechten als Bioindikatoren für radioaktiven Fallout heran, so muß man beachten, daß die ursprüngliche Kontamination durch nachträgliche Cäsiumaufnahme aus dem Boden verfälscht werden kann.

Flechten nehmen Kalium über den Boden auf, hauptsächlich indem durch Regentropfen kleine Bodenpartikel hochgespritzt werden und so auf die Thallusoberfläche gelangen. Bei höheren Pflanzen besteht ein gemeinsamer Aufnahmemechanismus für Kalium und Cäsium (EPSTEIN und HAGEN 1952, HANDLEY und OVERSTREET 1961). Es ist nicht zu erwarten, daß bei Flechten, die ihren Ionenbedarf ohnehin mehr oder weniger passiv über die ganze Thallusoberfläche decken, Unterschiede in der Aufnahmekinetik dieser Elemente bestehen. Wenn Flechten einen hohen Prozentsatz ihres Radiocäsiums über den Boden aufnehmen, ist eine Korrelation zwischen der zur Gänze aus dem Boden stammenden  $^{40}\text{K}$ -Aktivität und der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität zu erwarten. *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata* und *Cladonia arbuscula* wurden daraufhin untersucht (Abbildungen 9-11). Bei *Cetraria cucullata* (12 untersuchte Proben) und bei *Cladonia arbuscula* (21 untersuchte Proben) ist keine Korrelation feststellbar. Von *Cetraria islandica* wurden 26 Proben untersucht, die Korrelationsanalyse ergibt eine positive lineare Korrelation mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit unter 0,05. Das Fehlen einer Korrelation bei *Cetraria cucullata* und *Cladonia arbuscula* könnte durch die im Vergleich zu *Cetraria islandica* geringere Probenmenge und die hohen Unsicherheiten in den Zählraten der  $^{40}\text{K}$ -Peaks erklärt werden. Ein weiterer Grund könnte darin liegen, daß *Cetraria islandica* mehr Bodenkontakt als die beiden anderen Arten hat.

Abb. 9: Korrelation zwischen der  $^{137}\text{Cs}$ - und der  $^{40}\text{K}$ -Aktivität in den *Cetraria islandica* Proben vom Stubnerkogel

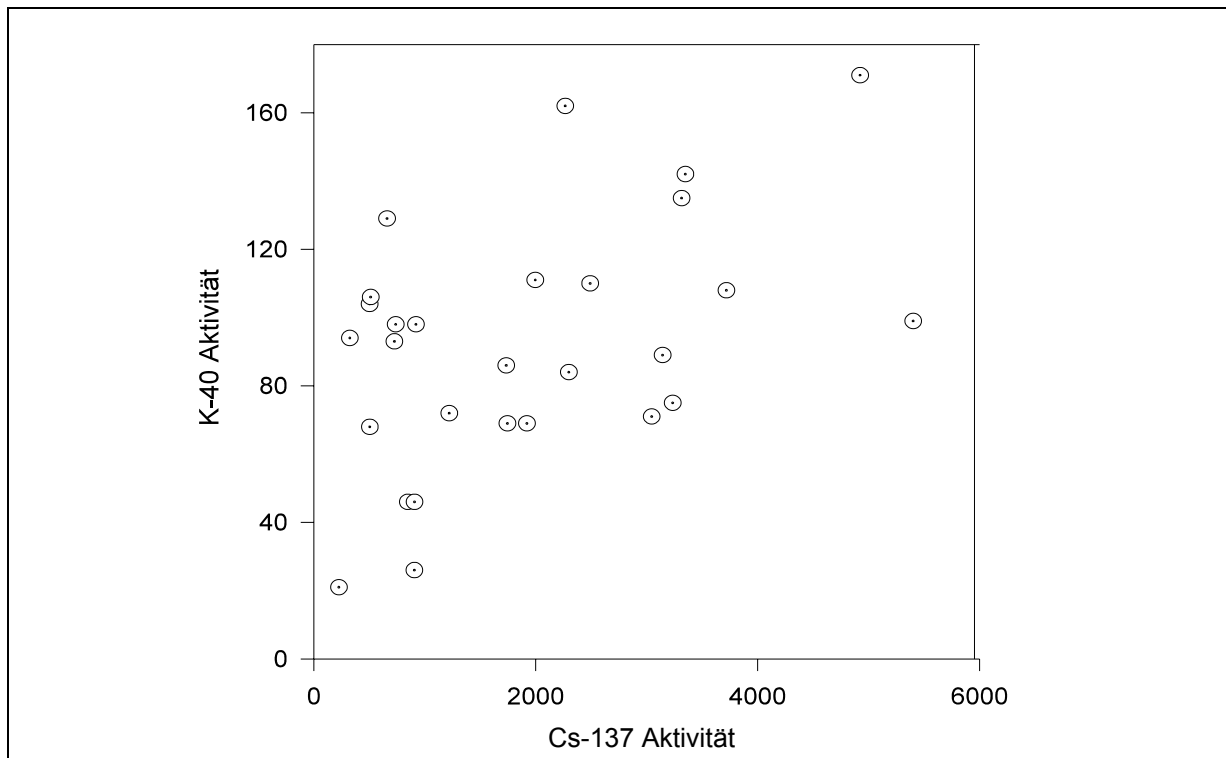


Abb. 10: Korrelation zwischen der  $^{137}\text{Cs}$ - und der  $^{40}\text{K}$ -Aktivität in den *Cladonia arbuscula* Proben vom Stubnerkogel

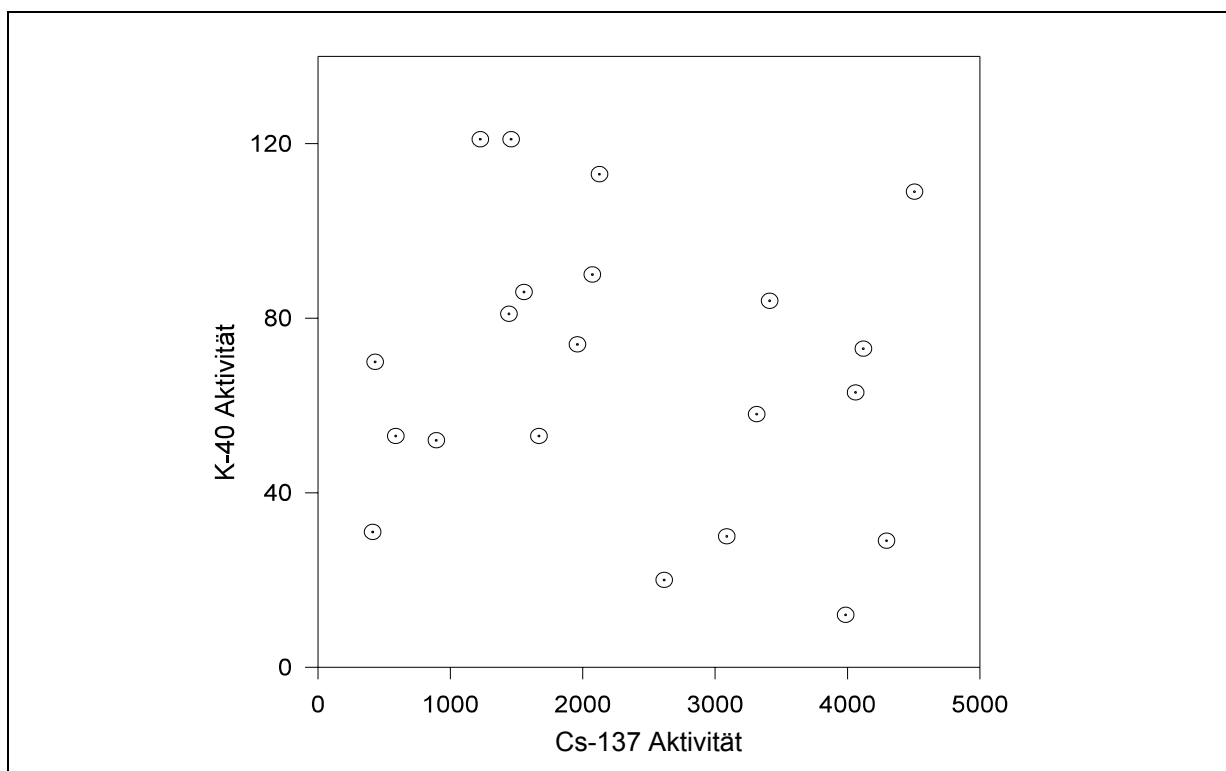
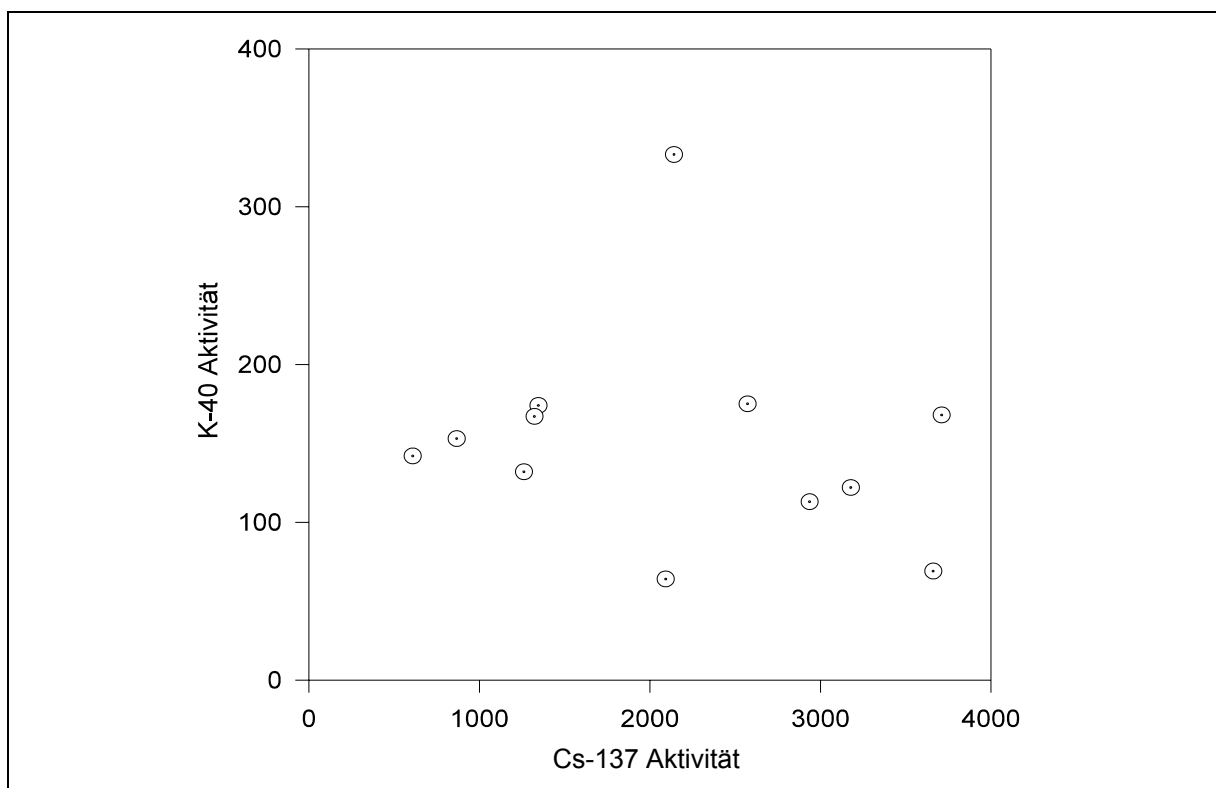




Abb. 11: Korrelation zwischen der  $^{137}\text{Cs}$ - und der  $^{40}\text{K}$ -Aktivität in den *Cetraria cucullata* Proben vom Stubnerkogel



Die Korrelation bei *Cetraria islandica* muß aber nicht unbedingt durch gemeinsame Aufnahme dieser Nuklide bewirkt werden, eine andere mögliche Ursache sind unterschiedliche Wachstumsraten. Flechten, die aufgrund günstiger Standortbedingungen stark wachsen, „verdünnen“ die ursprüngliche spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität stärker als solche, die weniger gut wachsen und gleichzeitig haben stark wachsende Flechten wohl auch Schwierigkeiten, ihren Kaliumbedarf zu decken. Gegen diese Interpretation sprechen aber die Werte von den großen fruchtenden *Cetraria islandica*-Thalli vom Standort 1. Wie oben erwähnt, kann man davon ausgehen, daß diese Thalli besonders hohe Wachstumsraten hatten. Zwar ist die spezifische Cäsiumaktivität dieser Thalli signifikant geringer als die der übrigen Proben, aber die spezifische  $^{40}\text{K}$ -Aktivität unterscheidet sich nicht signifikant von den Aktivitäten der übrigen Proben.

F sei das Verhältnis der  $^{137}\text{Cs}$ - bzw.  $^{40}\text{K}$ -Aktivität pro kg Trockengewicht in den Flechten zur mittleren  $^{137}\text{Cs}$ - bzw.  $^{40}\text{K}$ -Aktivität in den obersten 2 cm der Bodenzylinder am entsprechenden Standort. Gemittelt über alle Proben von *Cetraria islandica* hat F für  $^{40}\text{K}$  einen Wert von 13,5 und für  $^{137}\text{Cs}$  einen Wert von 26. Unter der Annahme, daß beide Elemente in gleichem Maß aufgenommen werden, kann man schließen, daß im Mittel etwa die Hälfte der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität über den Boden aufgenommen wurde. Dabei überschätzt man aber die Cäsiumaufnahme aus dem Boden deutlich, da die Flechten mit Sicherheit schon vor dem Reaktorunglück von Tschernobyl Kalium aus dem Boden aufgenommen haben. Dennoch kann man aufgrund dieser Daten annehmen, daß die Cäsiumaufnahme aus dem Boden einen erheblichen Beitrag zur Cäsiumaktivität der Flechten leistet.

Am Standort 1 wurde eine Mischprobe von sehr kleinen, maximal 3 cm großen *Cetraria islandica*-Thalli gesammelt. Man kann davon ausgehen, daß diese Thalli aufgrund ihres geringen Alters nicht direkt durch radioaktiven Fallout kontaminiert wurden und sie so wertvolle Hinweise über die Cäsiumaufnahme aus dem Boden geben können. Diese Thalli hatten eine

spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität von 226 Bq/kg. Die übrigen *Cetraria islandica* Proben dieses Standortes hatten eine mittlere spezifische Aktivität von etwa 1.500 Bq/kg, wobei die Einzelwerte von 504 Bq/kg bis 3.234 Bq/kg schwankten. Trotz der sehr hohen Standardabweichung sind die kleinen Thalli signifikant geringer belastet als die übrigen Thalli. Die spezifische Aktivität der kleinen Thalli ist 0,15 mal so groß wie die mittlere spezifische Aktivität der übrigen Thalli. Dieser Wert unterschätzt wahrscheinlich die  $^{137}\text{Cs}$ -Aufnahme aus dem Boden, da diese jungen Thalli offensichtlich erst einige Zeit nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl entstanden sind und so noch nicht so lange  $^{137}\text{Cs}$  aus dem Boden aufnehmen wie die älteren Exemplare.

Die im Zuge dieser Untersuchung gewonnenen Daten ermöglichen zumindest eine sehr grobe Einschätzung der  $^{137}\text{Cs}$ -Aufnahme aus dem Boden. Im Mittel dürften die *Cetraria islandica* Thalli am Stubnerkogel zwischen 20 % und 40 % ihrer  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität nachträglich aus dem Boden aufgenommen haben.

#### 5.4 VERGLEICH DER SPEZIFISCHEN $^{137}\text{CS}$ -AKTIVITÄTEN VERSCHIEDENER FLECHTENARTEN

GUILLETTE et al. (1990) beobachteten eine größere Variabilität in der Belastung durch radioaktiven Fallout innerhalb einer Art als zwischen Flechten verschiedener Arten, die aber aus derselben ökologischen Nische entnommen wurden. Man kann artspezifische Unterschiede in der radioaktiven Kontamination meist nur dann feststellen, wenn bei der Probenahme darauf geachtet wird, daß die Thalli der einzelnen Arten identen Standortbedingungen ausgesetzt waren.

Unter diesem Gesichtspunkt wurde am Standort 8 (Ostseite, 2.100 m ü. M.) auf besonders sorgfältige Probenahme Wert gelegt. Die unter 3.1. beschriebene Vorgangsweise stellte sicher, daß alle aus einer Fläche entnommenen Flechten sehr ähnlichen ökologischen Bedingungen ausgesetzt waren. *Cetraria islandica* hatte an allen drei Flächen eine etwa 1,5 mal höhere spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität als *Cetraria cucullata* und eine etwa 3,5 mal höhere spezifische Aktivität als *Alectoria ochroleuca*. WIRTH (1980) charakterisiert diese drei Flechtenarten folgendermaßen: *Cetraria islandica* hat relativ breite, meist nur schwach eingerollte Lagerabschnitte. *Cetraria cucullata* hat schmalere, rinnig eingebogene bis röhrlige Lagerabschnitte. *Alectoria ochroleuca* hat dünne, mehr oder weniger stielrunde Abschnitte. Da Flechten Radionuklide über ihre gesamte Oberfläche aus der Atmosphäre aufnehmen, sind die Unterschiede in den spezifischen Aktivitäten durch die Thallusformen dieser Flechten erklärbar. Laut WIRTH (1980) wachsen *Cladonia arbuscula* und *Cladonia rangiferina* als dicht strauchförmig verzweigte Podetien mit einer ziemlich kompakten Oberfläche. *Cladonia rangiferina* und *Cladonia arbuscula* haben sehr ähnliche Thallusformen. Dementsprechend war das Verhältnis der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten dieser beiden *Cladonia*-Arten an allen drei Flächen praktisch 1.

Unter den sehr guten Probenahmebedingungen an diesem Standort kann man also bei *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata* und *Alectoria ochroleuca* artspezifische Unterschiede in der  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination feststellen. Die beiden *Cladonia*-Arten stimmten in ihrer radioaktiven Kontamination untereinander zwar sehr gut überein, zeigen aber im Vergleich zu den oben erwähnten drei Arten erhebliche Abweichungen. Die anderen drei Flechtenarten waren in Fläche 2 am stärksten belastet, die beiden *Cladonia*-Arten hingegen am geringsten. Diese Unregelmäßigkeiten könnten nur durch eine genaue Erfassung aller relevanten Standortfaktoren erklärt werden.

Die anderen Standorte waren nicht so flechtenreich, die Proben wurden aus größeren Bereichen entnommen. Dementsprechend spiegeln die Ergebnisse kaum artspezifische Unter-

schiede, sondern eher kleinräumige Unterschiede innerhalb der Standorte wider. So waren am Standort 2 (Westseite, 2.220 m ü. M.) alle untersuchten *Cetraria cucullata* Thalli deutlich stärker belastet als die *Cetraria islandica* Thalli. Am Standort 3 (Westseite, 2.180 m ü. M.) waren die *Cladonia arbuscula* Proben stärker belastet als die *Cetraria islandica* Proben.

Die aus allen Proben berechneten Mittelwerte der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von *Cetraria islandica*, *Cetraria cucullata* und *Cladonia arbuscula* unterschieden sich kaum. Alle untersuchten Proben von *Alectoria ochroleuca* waren deutlich geringer belastet als Proben der anderen Flechtenarten. Diese Tatsache kann sowohl wie oben erwähnt durch die Thallusanatomie, als auch durch die ökologischen Ansprüche dieser Art erklärt werden. *Alectoria ochroleuca* bevorzugt trockene windexponierte Kuppen mit geringer Schneebedeckung und wird so vom Oberflächenabfluß, der laut MAUBERT et al. (1990) im steilen Gelände entscheidend zur radioaktiven Kontamination der Vegetation beiträgt, nicht so stark beeinflusst, die anderen Flechtenarten.

## 5.5 NACHWEIS VON $^{137}\text{CS}$ -„ALTLASTEN“

Aufgrund der geringen biologischen Aktivität in dieser Höhenstufe befindet sich im Boden auch 7 Jahre nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl der Großteil des damals immitierten Cäsiums in den obersten 2 cm. Die oberirdischen Atomwaffentests reichen zurück bis in die 50er Jahre, somit ist zu erwarten, daß dieser Fallout heute in etwas tieferen Bodenschichten lokalisiert ist. Die  $^{137}\text{Cs}$ -„Altlasten“ wurden in den Schichttiefen 2-4 cm und 4-6 cm nachgewiesen. In tieferen Schichten erschwert die schlechte Zählstatistik von  $^{134}\text{Cs}$  den Nachweis der „Altlasten“, bzw. er wird dadurch, daß  $^{134}\text{Cs}$  unter der Erkennungsgrenze liegt, unmöglich gemacht. Schon vor dem Reaktorunglück von Tschernobyl wiesen ECKL et al. (1984) verschiedene künstliche Radionuklide, darunter auch das langlebige  $^{137}\text{Cs}$  in Flechtenproben aus dem Gasteiner Tal nach. Diese Radionuklide stammten aus den oberirdischen Atomwaffentests. ECKL et al. (1984) ermittelten für 1981 am Stubnerkogel gesammelte Proben von *Cetraria islandica*, *Cladonia arbuscula* und *Cetraria cucullata* spezifische  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten von etwa 200 Bq pro kg

Tab. 3: Vergleich der spezifischen  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivitäten (Bq/kg Trockengewicht) von Flechtenproben, die am Stubnerkogel in den Jahren 1981 bzw. 1993 gesammelt wurden (die Werte von 1981 stammen aus ECKL et al. (1984), die Werte von 1993 sind die Mittelwerte aller für diese Arbeit gesammelter Flechten).

Flechtenart	1981	1993
<i>Alectoria ochroleuca</i>	122	1.043
<i>Cetraria cucullata</i>	189	2.003
<i>Cetraria islandica</i>	204	2.030
<i>Cladonia rangiferina</i>	196	3.304

Trockengewicht (vergl. Tabelle 3). Im vorliegenden Fall war es nicht möglich, den relativ lange zurückliegenden Bombenfallout in Flechtenproben nachzuweisen. Diese Tatsache kann teilweise dadurch erklärt werden, daß in Flechten die biologische  $^{137}\text{Cs}$ -Halbwertszeit deutlich kürzer ist als die physikalische. Eine andere Ursache könnte darin liegen, daß die untersuchten Flechten nicht alt genug waren, um vom Bombenfallout direkt kontaminiert zu werden. Je nach Fragestellung kann die Tatsache, daß man einen relativ lange zurückliegenden

Fallout in Flechten nicht mehr nachweisen kann, von Vor- oder Nachteil sein. Flechten können sich als besonders wertvolle Hilfsmittel erweisen, wenn es darum geht, einen neuerlichen Fallout getrennt von einem relativ lange zurückliegenden Fallout zu messen.

## 5.6 <sup>137</sup>Cs-TIEFENVERTEILUNG IM BODEN

Die über alle Bodenproben gemittelte <sup>137</sup>Cs-Tiefenverteilung kann in sehr guter Näherung durch eine Exponentialfunktion beschrieben werden, das ist typisch für alpine Böden mit geringer biologischer Aktivität. In Böden tieferer Lagen wird der Feinboden durch Bodenwühler umgelagert, besonders wirkungsvoll sind dabei Regenwürmer und Maulwürfe (SCHACHTSCHABEL et al. 1989). Im temperierten Grünland werden beispielsweise durch Regenwürmer jährlich bis zu 12 kg Boden pro m<sup>2</sup> umgearbeitet (DUNGER 1983). Die Tiefenverteilung dieser Böden wird am besten durch Lorentzkurven beschrieben (HILLMANN 1994).

Im Boden vom Stubnerkogel befindet sich auch 7 Jahre nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl <sup>137</sup>Cs hauptsächlich in den obersten Bodenschichten. Somit sind Bodenproben von 10 cm Tiefe ausreichend für die Ermittlung der Flächenbelastung. In Böden mit höherer biologischer Aktivität, wie in den meisten Tieflandböden, wird <sup>137</sup>Cs teilweise in wesentlich tiefere Schichten transportiert. Diese Tatsache erschwert die Bestimmung der Flächenbelastung und macht die Bioindikation anhand von Flechten noch wünschenswerter.

Tab. 4: Flechten als Bioindikatoren für radioaktiven Fallout.  
Vorteile (+) und Nachteile (–) der Flechten verglichen mit der Entnahme von Bodenproben.

VORTEILE	NACHTEILE
<b>Flechten allgemein:</b>	
geringes Probengewicht, keine schwere Ausrüstung (Bodenstecher, u. s. w.) notwendig, ist besonders in schwerzugänglichem Gelände von Vorteil	nicht in allen Lebensräumen ist genügend Flechtenmaterial vorhanden
Mischprobe aus einer größeren Fläche kann gesammelt werden, man erhält mittlere Belastung dieses Gebietes	Quellungszustand der Thalli zum Zeitpunkt der radioaktiven Kontamination beeinflusst die Radionuklidaufnahme
<b>kurz nach einer einmaligen radioaktiven Kontamination:</b>	
Flechten akkumulieren Radionuklide in vergleichbar hohen Konzentrationen	<i>keine</i>
<b>längere Zeit nach einer einmaligen radioaktiven Kontamination:</b>	
Radionuklide können in tiefere Bodenschichten gewandert sein, nur ausreichend tiefe Bodenproben erlauben Ermittlung der Flächenbelastung. Dieses Problem entfällt bei Flechtenproben	durch unterschiedliche Wachstumsraten, biologische Halbwertszeiten und Radionuklidaufnahme über den Boden können die ursprünglichen Kontaminationsverhältnisse entscheidend verfälscht werden
<b>wiederholte Belastung durch radioaktiven Fallout:</b>	
<i>Flechtenthalli haben eine begrenzte Lebensdauer und die effektive Halbwertszeit in Flechten ist für die meisten langlebigen Radionuklide wesentlich kürzer als die physikalische Halbwertszeit. Radioaktiver Fallout ist somit im Boden länger nachweisbar als in Flechten. Je nach Fragestellung kann das von Vor- oder Nachteil sein:</i>	
nur der letzte Fallout soll nachgewiesen werden.	der länger zurückliegende Fallout ist von Interesse



## 6 LITERATUR

- BERG, G. J.; TYSSSEN, T. P. M.; AMMERLAAN, M. J. J.; VOLKERS, K. J.; WORONIECKA, U. D.; DEBRUIN, M. & WOLTERBEEK, H. TH. (1992): Radiocesium and lead in the lichen species *Parmelia sulcata*. Sampled in three regions around Chernobyl: Assessment of concentrations in 1990. J. Environ. Radioactivity 17: 115-127.
- DeBRUIN, M.; VanWIJK, P. M.; VanASSEMEA, R. & DeROOS, C. (1987): The use of multi-element concentration datasets obtained by INAA in the identification of sources of environmental pollutants. J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry 112: 199-213.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. Ziemsen, Wittenberg.
- ECKL, P.; HOFMANN, W. & TÜRK, R. (1984): Natural and man-made radionuclide concentrations in lichens at several locations in Austria. Nord. J. Bot. 4: 521-524.
- ELLIS, K. & SMITH, J. N. (1987): Dynamic model for radionuclide uptake in lichen. J. Environ. Radioactivity 5: 185-208.
- EPSTEIN, E. & HAGEN, C. E. (1952): A kinetic study of the absorption of alkali cations by roots. Plant Physiol. 27: 457-474.
- GAARE, E. (1987): The Chernobyl accident: Can lichens be used to characterize a radiocesium contaminated range? Rangifer 7:46-50.
- GARTY, J.; GALUN, M.; FUCHS, C. & ZISAPEL, N. (1977): Heavy metals in the lichens *Caloplaca aurantia* from urban, suburban and rural regions in Israel (a comparative study). Water Air Soil Pollut. 8:171-188.
- GORHAM, E. (1969): A comparison of lower and higher plants as accumulators of radioactive fallout. Can. J. Bot., 37: 327-334.
- GOYAL, R. & SEAWARD, M. R. D. (1981): Metal uptake in terricolous lichens. I. Metal localization within the thallus. New Phytologist, 89: 632-645.
- GUILLETTE, O.; KIRCHMANN, R.; VanGELDER, E. & HURTGEN, C. (1990): Radionuclides fallout on lichens and mosses and their leaching by rain in a forest ecosystem. In: Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments. Ed. by DESMENT, G.; NASSIMBENI, P. & M. BELLI, M. 110-117.
- HANDLEY, R. & OVERSTREET, R. (1961): Effect of various cations upon absorption of carrier-free cesium. Plant Physiol. 36: 66-69.
- HEINRICH, G. (1987): Zur radioaktiven Belastung verschiedener Pflanzen in Graz nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, Graz. Band: 117. 7-25.
- HILLMANN, U. F. W. (1994): Bestimmung der Bodenkontamination durch in situ Gammaskopie. Diplomarbeit an der Ludwig-Maximilians-Universität, München.
- HOFMANN, W.; ATTARPOUR, N. & TÜRK, R. (1988): Verteilung von Cäsium-137 in Wald-Ökosystemen im Bundesland Salzburg (Österreich), Symposium 1988, Wien, 269-271.
- HOHENEMSER, C.; DEICHER, M.; ERNST, A.; HOFSSÄSS, H.; LINDNER, G. & RECKNAGEL, E. (1986): Chernobyl: an early report. Environment 28: 6-43.
- HVIDEN, T. & LILLEGRAVEN, A. (1961): Cs-137 and Sr-90 in precipitation, soil and animals in Norway. Nature 192: 1144-1146.
- KERSHAW, K. A. (1985): Physiological ecology of lichens. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press.
- KWAPULINSKI, J.; SEAWARD, M. R. D. & BYLINSKA, E. A. (1985): Cs-137 content of *Umbilicaria* species, with particular reference to altitude. The Science of the Total Environment 41: 125-133.

- LAAKSOVIRTA, K.; OLKKONEN, H. & ALAKUIJALA P. (1969): Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in Southern Finland. *Environ. Pollut.* 11: 247-255.
- LETTNER, H. (1989): Post Chernobyl distribution of the Cs-137 concentration in soil and environmental samples in mountainous and plain areas of the province of Salzburg/Austria. *Int. symposium on environmental contamination following a major nuclear accident IAEA-SM-306/60.*
- LIDEN, K. & GUSTAFSON, M. (1967): Relationships and seasonal variation of Cs-137 in lichen, reindeer and man in northern Sweden, 1961-1965. *Radioecol. Conc. Processes Proc. Int. Symp.* 1966:193.
- MAUBERT, H.; DURET, F.; COMBES, C. & ROUSSEL, S. (1990): Behaviour of the radionuclides deposited after the Chernobyl accident in a mountain ecosystem of the French southern Alps. In: *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments.* Ed. by DESMENT, G.; NASSIMBENI, P. & M. BELLI, M. 92-102.
- MÜCK, K.; GERZABEK, M. H. & STEGER, F. (1990): Cs-137 activity concentration in milk two years after the chernobyl accident compared to deposition rates. *Transfer of radionuclides in natural and seminatural environments.* Ed. by DESMENT, G.; NASSIMBENI, P. & M. BELLI, M. 575-582.
- NIEMANN, L.; JAHNKE, S. & FEIGE, G. B. (1989): Radioaktive Kontamination von Pflanzen und Boden nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. *Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (ESSEN 1988) Band XVIII: 873-882.*
- RAO, D. N.; ROBITAILLE, G. & LEBLANC, F. (1977): Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. *J. Hattori Bot. Lab.* 42: 231-239.
- RINK, K. & SAUER, R. (1986): Radioaktivitätsmessung nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. *Kali-Briefe (Büntehof)* 18: 387-412.
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H. P.; BRÜMMER, G.; HARTGE, K. H. & SCHWERTMANN, U. (1989): *Lehrbuch der Bodenkunde.* Ferdinand Enke, Stuttgart.
- SEAWARD, M. R. D.; HESLOP, J. A.; GREEN, D. & BYLINSKA, E. A. (1988): Recent levels of radionuclides in lichens from southwest Poland with particular reference to Cs-134 and Cs-137. *J. Environ. Radioactivity* 7: 123-129.
- SLOOF, J. E. & WOLTERBEEK, B. T. (1992): Lichens as biomonitors for radioCäsium following the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioactivity* 16: 229-242.
- STRASBURGER, E. (Begr.); DEFFNER, D.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F. & BRESINSKY, A. (1991): *Lehrbuch der Botanik für Hochschulen,* Gustav Fischer Verl., Stuttgart, New York.
- STEINHÄUSLER, F.; HOFMANN, W.; DASCHIL, F. & REUBEL, B. (1988): Chernobyl and its radiological and socio-economic consequences for the Province of Salzburg. *Environ. Int.* 14: 91-111.
- TSCHIRF, E.; BAUMANN, W. & NIESNER, R. (1975): *Strahlenkarte Österreichs. Terrestrische und kosmische Strahlung.* Herausgegeben vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- TUOMINEN, Y. & JAAKKOLA, T. (1973): Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. In: AHMADJIAN, V. & HALE, M. E.; eds. *The Lichens.* London: Academic Press, 185-223.
- TÜRK, R. (1991): Die Organisationsform der Flechten als Grundlage der Bioindikation von Luftfremdstoffen mit Hilfe von Flechten. *VDI Berichte Nr. 901: 73-80.*
- UMWELTBUNDESAMT (1986): *Tschernobyl und die Folgen für Österreich.* Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- WIRTH, V. (1980): *Flechtenflora: Ökologische Kennzeichnung und Bestimmung der Flechten Südwestdeutschlands und angrenzender Gebiete.* Ulmer, Stuttgart.
- World Health Organisation (WHO) (1986): *Chernobyl reactor accident. Report No. ICP/CEH 129.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.-