

Kapitel 11

Akkumulative Indikation von Stoffausträgern mit Hilfe von Quellmoosen

Volker Audorff und Carl Beierkuhnlein

1. Einführung

Veränderungen des Geosystems (z.B. im Chemismus) führen allgemein zu Reaktionen des Biosystems, in diesem Fall der Quellbiozönose. Ändert sich der Wasserchemismus, so muss sich dies, sei es durch Versauerung oder durch Auswaschung von Nährstoffen aus Waldböden, auch auf die Lebewesen der Waldquellen auswirken. Beide Funktionseinheiten stellen ein dynamisches Gleichgewicht ein. Die gesamte Biozönose ist aus arbeits-technischen Gründen kaum zu erfassen. Da Pflanzen im Vergleich zu Tieren den Vorteil der Immobilität der Individuen aufweisen, sind sie methodisch einfacher und vollständiger zu erfassen. Sie können daher gut als Indikationsinstrument dienen. Als Bioindikatoren werden Organismen oder Organismengemeinschaften verstanden, die auf Schadstoffbelastungen mit Veränderungen ihrer Lebensfunktionen antworten bzw. den Schadstoff akkumulieren (ARNDT et al. 1987). Entsprechend dieser Definition lassen sich also prinzipiell Reaktions- und Akkumulationsindikatoren unterscheiden.

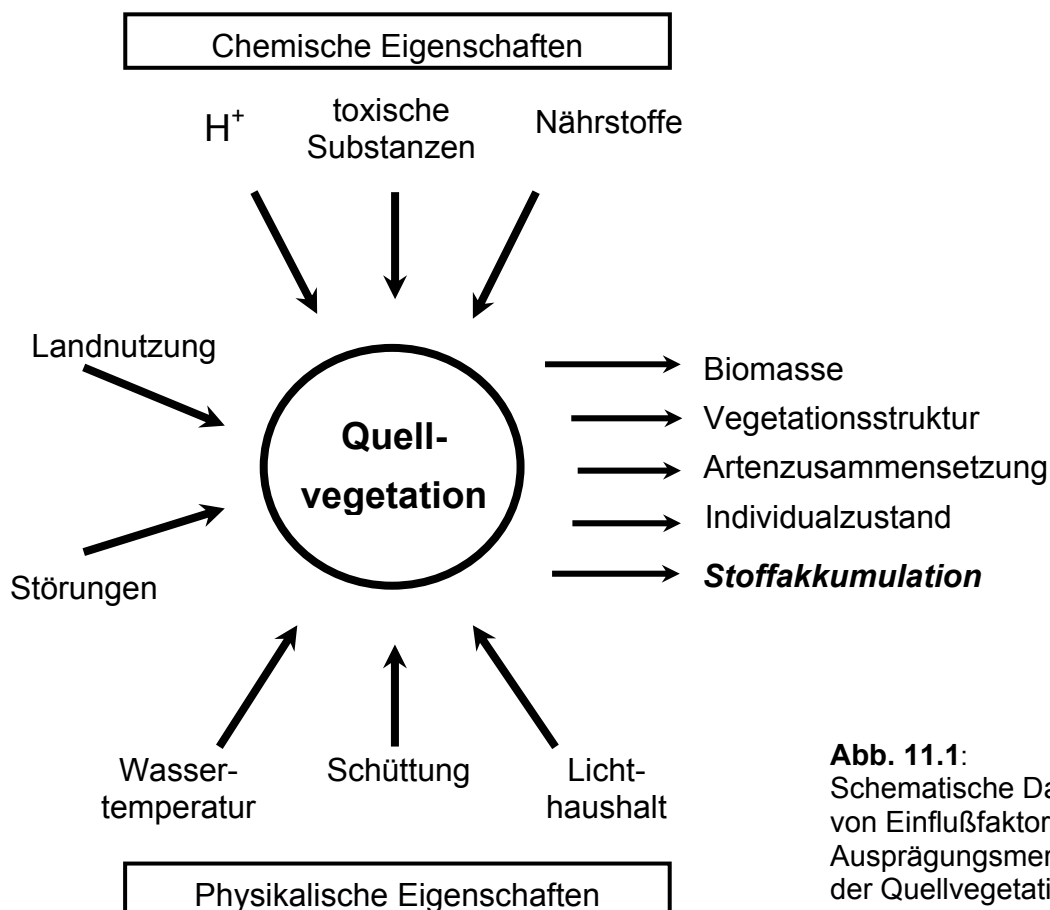


Abb. 11.1:
Schematische Darstellung von Einflussfaktoren und Ausprägungsmerkmalen der Quellvegetation

Eine intensive Literaturrecherche zeigte, dass etliche Arbeiten zur reaktiven Bioindikation die Zusammenhänge zwischen der Versauerung von Oberläufen oder Seen und deren Artenzusammensetzung aufzuklären versuchen (z.B. GRAHN 1977, MELZER 1984, TREMP & KOHLER 1993). Untersuchungen zur akkumulativen Bioindikation haben zumeist den Nachweis atmosphärischer Depositionen mit terrestrischen Zeigerorganismen zum Inhalt. Im aquatischen Bereich finden die Erhebungen in den meisten Fällen an Seen und Flüssen statt, nicht jedoch an Quellen, um dort Stoffausträge aus Waldökosystemen anhand von Akkumulations-Bioindikatoren zu beurteilen.

Frühzeitig wurde die Bedeutung von Moosen als Bioakkumulatoren insbesondere für Schwermetalle erkannt (RÜHLING & TYLER 1968). Gezielt ausgebrachte Moosexponate wurden zur aktiven Akkumulation luftbürtiger Belastungen (LITTLE & MARTIN 1974), aber auch zur reaktiven Bioindikation in Fließgewässern über visuell erkennbare Pflanzenschädigungen (BENSON-EVANS & WILLIAMS 1976) zur Indikation von Schwermetallen eingesetzt. Dabei stand aber immer der Nachweis einer direkten Verschmutzung im Vordergrund, wie auch bei DIETZ (1972), FRAHM (1974), EMPAIN (1976), SAY et al. (1981), KELLY & WHITTON (1989) und RAY & WHITE (1976). Belastungen durch eine ehemalige Minertätigkeit konnten MCLEAN & JONES (1975), BURTON & PETERSON (1979) sowie JONES & PETERSON (1985) dokumentieren. Neuere Untersuchungen (HERPIN 1995, UMWELTBUNDESAMT 1997) dienen oft dem großräumigen Monitoring von Umweltbelastungen.

Zwar ist das Akkumulationsvermögen einzelner Moosarten durchaus unterschiedlich (z.B. KELLY & WHITTON 1989), die bislang nachgewiesenen Anreicherungsfaktoren sind aber sehr groß. SIMON (1985) fand in *Fontinalis antipyretica* Hedw. um den Faktor 1.000 bis 3.500 höhere Cd-, Pb-, Zn- und Cu-Konzentrationen als im Gewässer. In Sprossspitzen von *Scapania undulata* (L.) Dum. konnten TREMP & KOHLER (1993) für Aluminium und Eisen Anreicherungsfaktoren zwischen 4.000 und 300.000 feststellen. Damit eignen sich diese Arten auch für den Nachweis von Metallausträgen aus Waldgebieten. Die Versauerung wird im Fließgewässer durch seitliche Stoffeinträge (Abwässer, Düngemittel, etc.) rasch abgepuffert. Daher ist es notwendig, möglichst nahe an der Quelle zu beproben, wenn man Beziehungen zur Belastung der Einzugsgebiete herstellen will. Im Verlauf des Gewässers überprägen verstärkt physikalische Standortfaktoren (z.B. Fließgeschwindigkeit, Substratkörnigkeit und Eisgang) das Auftreten, aber auch das Akkumulationsverhalten der Arten.

In Kombination mit dem Standort "Waldquelle" können aquatische Moose ein wirksames integratives Instrument zur Beurteilung der Stoffausträge immissionsbelasteter Bestände darstellen. Veränderungen im Stoffaustausch von Waldökosystemen sind bereits feststellbar, bevor sich visuelle Schäden an der Waldvegetation zeigen. Waldquellen sind im Grundgebirge in großer Zahl anzutreffen und bieten so die Möglichkeit einer hohen räumlichen Auflösung ökologischer Aussagen. Diese können dann forstplanerisch z.B. bei der Konzipierung von Kompensationsdüngungen eingesetzt werden. Sie ermöglichen auch ohne bodenchemische Erfassungen gezielte Düngemaßnahmen in belasteten Gebieten, die noch keine erkennbaren Schäden zeigen.

Das in der Holarktis an Quellen und an Oberläufen nährstoffarmer Fließgewässer verbreitete Lebermoos *Scapania undulata* ist im Thüringer Wald, Frankenwald, Fichtelgebirge und Erzgebirge, im Gegensatz zu vielen anderen Arten, auch noch bei niedrigsten pH-Werten anzutreffen, es kommt aber ebenso in Quellfluren mit pH-Werten um den Neutralpunkt vor. Seine Metalltoleranz und die Fähigkeit zur Akkumulation ist aus mehreren Arbeiten bekannt (BENSON-EVANS & WILLIAMS 1976, BURTON & PETERSON 1979, WHITTON et al. 1982, CAINES et al. 1985, TREMP & KOHLER 1993). Die Häufigkeit von vergleichbaren Probenentnahmepunkten (Waldquellen) im Grundgebirge und die weite Verbreitung der Art schaffen damit eine einfache Möglichkeit der zeitlich und räumlich integralen Beurteilung von Waldeinzugsgebieten mittels passivem Biomonitoring.

2. Methoden

Nachdem die räumlichen Beziehungen von pH-Wert-Absenkungen in Quellwässern und Metallausträgern aus Waldökosystemen der Untersuchungsgebiete Thüringer Wald, Frankenwald, Fichtelgebirge und Erzgebirge durch vorangegangene Arbeiten bekannt sind (BEIERKUHNLEIN 1994, DURKA 1994, AUDORFF 1997, PEINTINGER 1998, RIEDEL 1999; siehe auch BEIERKUHNLEIN, RIEDEL & AUDORFF in diesem Band), wurde diese natürliche Versuchsanordnung für Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten krenobionter Moose genutzt. Dazu wurden Moosproben aus Waldquellen zur Ermittlung ihrer Metallgehalte entnommen, analysiert und diese zum Wasserchemismus in Beziehung gesetzt, welcher wiederum die Stoffausträge bzw. die Belastung der Waldeinzugsgebiete widerspiegelt. Das submerse Lebermoos *Scapania undulata* (L.) Dum. erscheint dafür besonders geeignet, da sein Vermögen zur Akkumulation von Schwermetallen bereits nachgewiesen wurde (BENSON-EVANS & WILLIAMS 1976, BURTON & PETERSON 1979, WHITTON et al. 1982, CAINES et al. 1985, TREMP & KOHLER 1993).

Für die Untersuchungen wurden 78 Standorte in den vier Gebieten Thüringer Wald (n = 26), Frankenwald (n = 18), Fichtelgebirge (n = 11) und Erzgebirge (n = 23) ausgewählt. Für diese Waldquellen war das aktuelle Vorkommen von *Scapania undulata* aus den Arbeiten von AUDORFF (1997), PEINTINGER (1998) und RIEDEL (1999) bekannt. Bei der Entnahme der Moosproben wurde auf eine standardisierte Vorgehensweise geachtet. Mit einer Edelstahlpinzette wurden jeweils die apikalen Spitzen der Sprosse abgenommen, die mit Rhizoiden am Substrat anhaftenden basalen Pflanzenteile wurden am Standort belassen. Die Moos-Spitzen wurden im Quellwasser kräftig gewaschen, anschließend abgeschüttelt und mit saugfähigem Laborpapier abgetupft. Transport und Aufbewahrung bis zur Analyse erfolgte in Schnappdeckelgläschen bei einer Temperatur von 4 °C.

Nach Hochdruckaufschluss mit HNO₃ erfolgte die Analyse der Stoffgehalte der Moosproben mit ICP-AES (Al, Ca, K, Mg, Mn und Zn) bzw. ICP-MS (Cd und Ni). Bezugsgröße für die Stoffgehalte im Moos ist jeweils 1 kg Trockengewicht. Für eine Reihe weiterer Elemente wurde der Stoffgehalt in *Scapania undulata* ermittelt, jedoch sind die diesbezüglichen Auswertungen noch nicht abgeschlossen.

Die Ermittlung hydrologischer Kenngrößen erfolgte nach der von BEIERKUHNEIN (1994) und AUDORFF (1997) angewandten Methodik. Sämtliche Messungen in situ und alle Entnahmen von Wasserproben erfolgten möglichst nahe am Quellaustritt, sobald eine fließende Welle festzustellen war. An der Quelle wurden die hydrochemischen Parameter Elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Säurekapazität bis pH 4,3 (Alkalinität) ermittelt. Zur Analyse der Stoffgehalte des Quellwassers wurden Wasserproben entnommen, die anschließend im Labor (Zentrale Analytik des BITÖK) auf Al, Ca, K, Mg, Mn und Zn (ICP-AES) sowie Cd und Ni (ICP-MS) analysiert wurden.

Die Moosproben wurden im Frankenwald und im Fichtelgebirge im März 1997, im Thüringer Wald und im Erzgebirge im September und Oktober 1997 entnommen. Für die Ermittlung hydrologischer Kenngrößen wurde der Probenahmezeitpunkt im Herbst gewählt, um eine Aussage über die Systembelastung der Einzugsgebiete (Basisabfluss) zu erhalten. In Frankenwald und Fichtelgebirge wurden die Messungen im September und Oktober 1996 durchgeführt, in Thüringer Wald und Erzgebirge im September und Oktober 1997. Die Laboranalysen wurden innerhalb von 3 Wochen nach der jeweiligen Beprobungskampagne angefertigt. Schließlich wurden die Elementgehalte der Moose mit den hydrochemischen Daten korreliert. Die wichtigsten Ergebnisse sind im Folgenden dargestellt.

3. Ergebnisse

3.1. Aluminium

Aluminiumgehalte der Quellwässer sind eng negativ mit deren pH-Werten korreliert (Abb. 11.2; s.a. STENZEL & HERMANN 1988, BEIERKUHNEIN 1994). Hohe Aluminiumkonzentrationen findet man vor allem in den beiden östlichen Untersuchungsgebieten Fichtelgebirge und Erzgebirge (siehe Kapitel 9 in diesem Band).

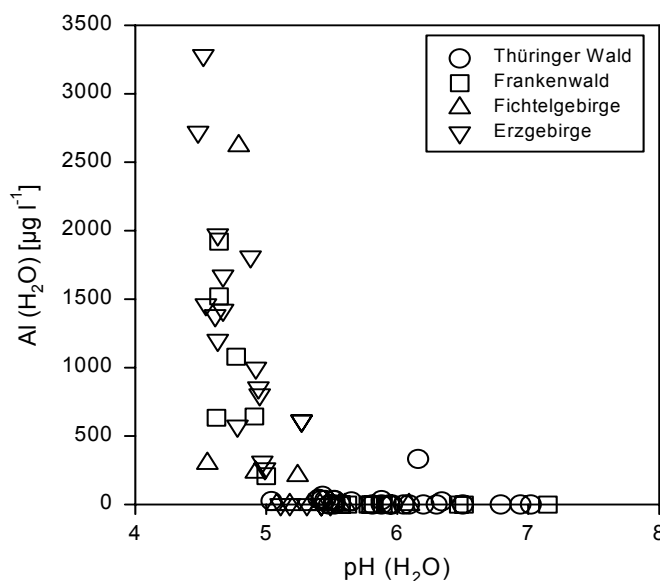


Abb. 11.2:
Beziehung zwischen
Aluminiumgehalt und pH-Wert
des Quellwassers (n = 78)

Zwischen den Aluminiumgehalten in den Sprossspitzen von *Scapania* und denen im Quellwasser lässt sich kein Zusammenhang erkennen (Abb. 11.3). Auch ist keine Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers nachzuweisen (Abb. 11.4).

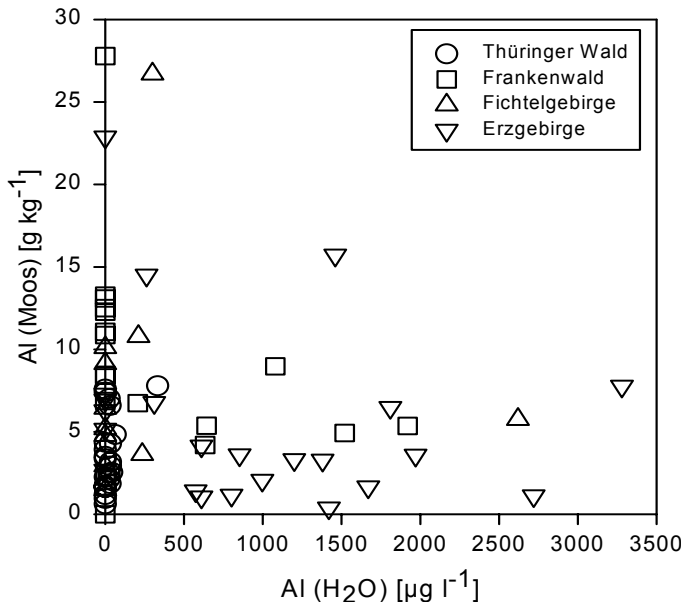


Abb. 11.3:
Beziehung zwischen dem Aluminiumgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem des Quellwassers (n = 78)

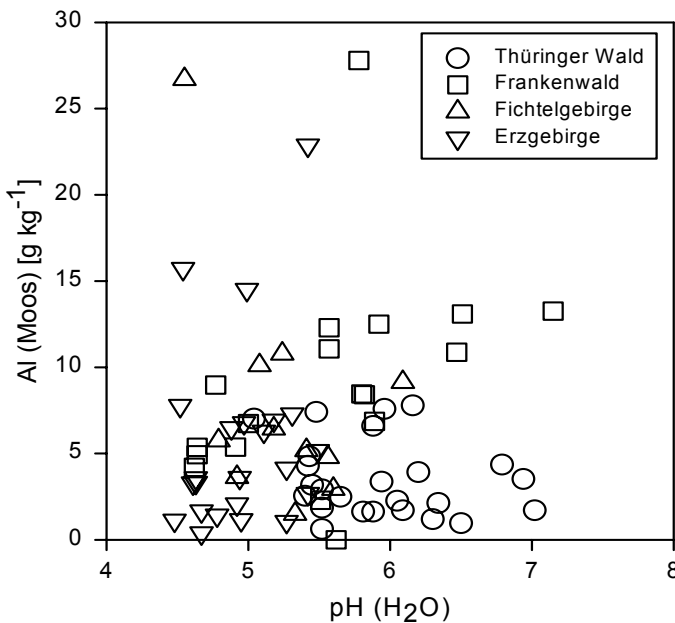


Abb. 11.4:
Beziehung zwischen dem Aluminiumgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

Hingegen ist eine positive Korrelation des Al-Anreicherungsfaktors (Verhältnis des Aluminiumgehalts in den Sprossspitzen zu dem im Wasser) mit dem Quellwasser-pH zu erkennen (Abb. 11.5). Das Al-Akkumulationsverhalten steht damit im Gegensatz zu den Al-Gehalten im Quellwasser. Im Thüringer Wald, dem Gebiet mit den geringsten Al-Konzentrationen im Wasser treten somit die größten Al-Akkumulationsfaktoren auf. Im Erzgebirge dagegen, dem Mittelgebirge mit den höchsten Al-Konzentrationen im Quellwasser sind demnach die geringsten Al-Anreicherungsfaktoren nachzuweisen.

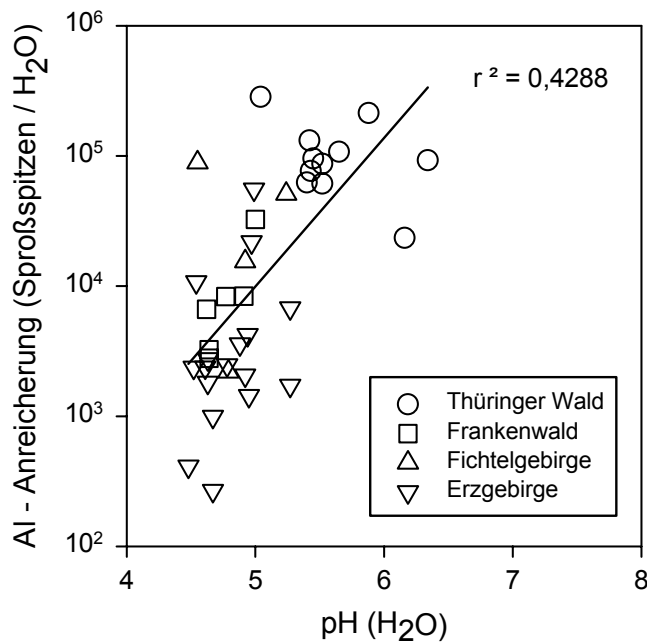


Abb. 11.5:
Beziehung zwischen dem Anreicherungsfaktor für Aluminium in den Sproßspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 38)

Dieses Verhalten wurde bereits von CAINES et al. (1985) erkannt und von TREMP & KOHLER (1993) bestätigt. Der pH-Wert kann aber nicht die alleinige Erklärung dieses Sachverhaltes liefern, da gleiche Stoffgehalte im Moos bei abnehmender Konzentration im Wasser ebenfalls höhere Akkumulationsfaktoren liefern. Zur Klärung kausaler Zusammenhänge müßte bekannt sein, welche Aluminiumspezies von *Scapania* angereichert wird. TREMP & KOHLER (1993) vermuten, dass u.a. die Ausfällung von Aluminiumhydroxid an den Moosblättchen für die hohen Al-Gehalte verantwortlich ist.

3.2 Cadmium

Auch die Cadmiumgehalte im Quellwasser zeigen eine negative Korrelation mit den pH-Werten (Abb. 11.6), bleiben aber im Frankenwald und im Fichtelgebirge stets unter der Nachweisgrenze. Aus diesem Grund wurde dort auch kein Cd-Anreicherungsfaktor berechnet. Eine Abhängigkeit des Cadmiumgehalts in *Scapania undulata* von der Cd-Konzentration im Quellwasser ist ebensowenig gegeben (Abb. 11.7) wie von dessen pH-Wert (Abb. 11.8); wengleich augenscheinlich ist, dass bei pH-Werten < 5 alle Cd-Gehalte im Moos geringer als $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ bleiben. Noch stärker als beim Aluminium sind die Anreicherungsfaktoren von Cadmium positiv mit den pH-Werten im Quellwasser korreliert. *Scapania undulata* zeigt damit auch bei der Cd-Akkumulation in den Quellen mit geringen Cd-Gehalten im Wasser die höchsten Anreicherungsfaktoren. (Abb. 11.9)

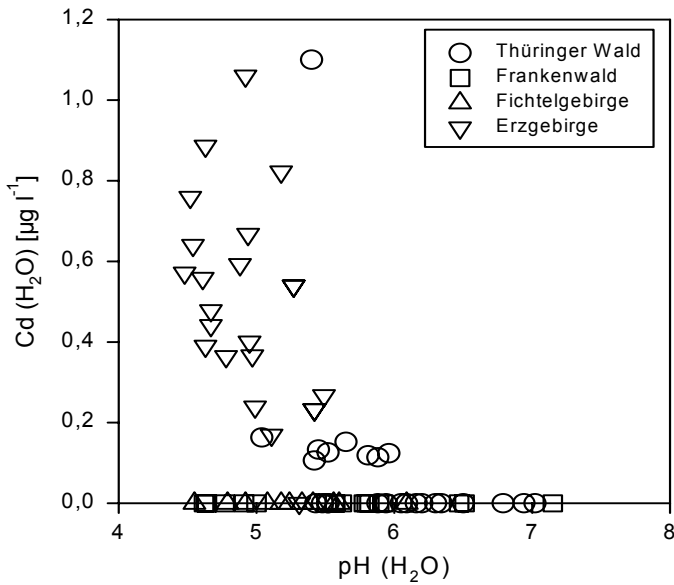


Abb. 11.6:
Beziehung zwischen Cadmium-
gehalt und pH-Wert des Quell-
wassers (n = 78)

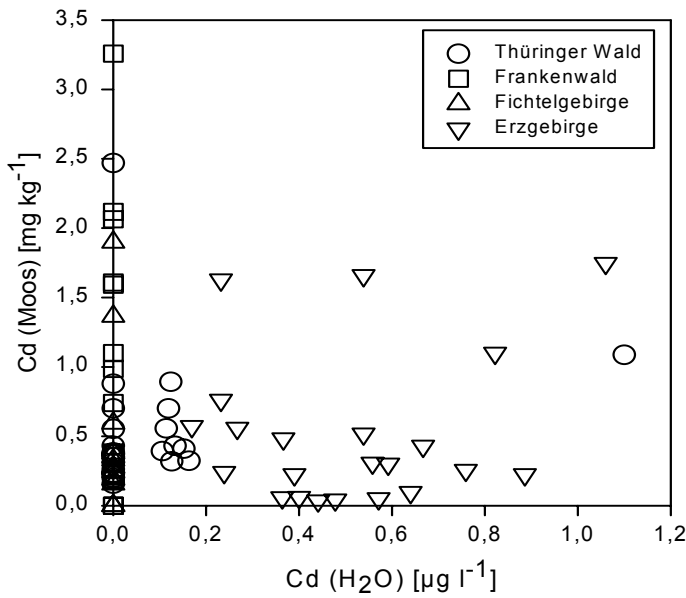


Abb. 11.7:
Beziehung zwischen dem
Cadmiumgehalt der Spross-
spitzen von *Scapania undulata*
und dem des Quellwassers
(n = 78)

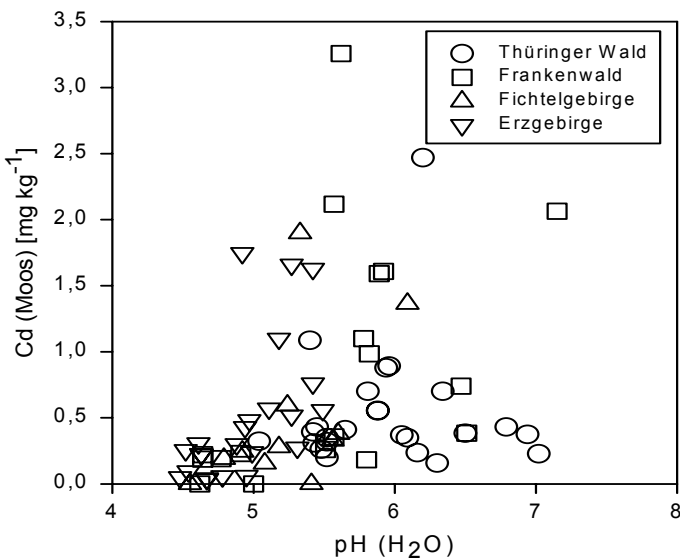


Abb. 11.8:
Beziehung zwischen dem
Cadmiumgehalt der Spross-
spitzen von *Scapania undulata*
und dem pH-Wert des Quell-
wassers (n = 78)

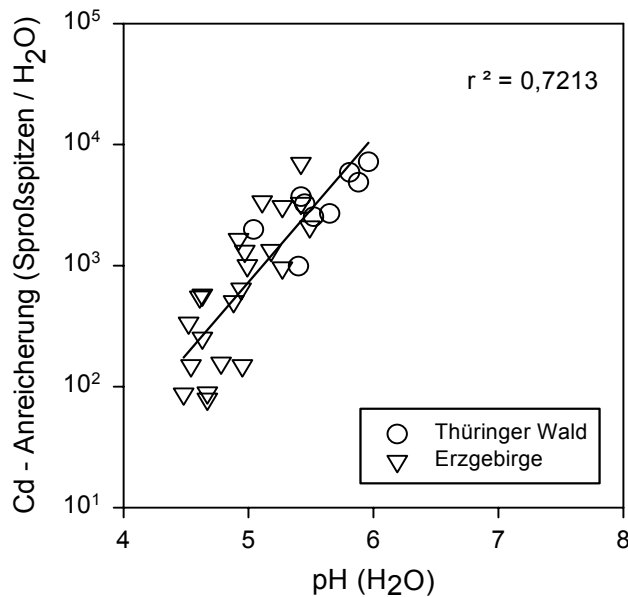


Abb. 11.9: Beziehung zwischen dem Anreicherungsfaktor für Cadmium in den Sproßspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 31). Für Frankenwald und Fichtelgebirge liegen keine Daten vor

3.3 Mangan

Nachweisbare Mn-Konzentrationen treten nur in versauerten Quellen der Hochlagen der untersuchten Gebiete auf, auch hier ist also eine negative Korrelation mit dem Quellwasser-pH gegeben (Abb. 11.10).

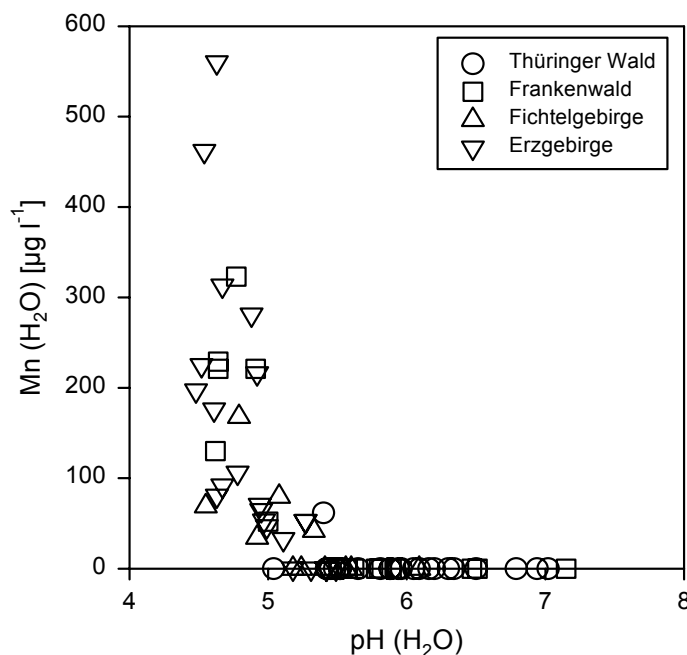


Abb. 11.10: Beziehung zwischen Mangan-gehalt und pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

Wie schon bei Aluminium und Cadmium läßt sich auch beim Mangan keine Beziehung der Stoffgehalte im Moos zu denen im Wasser erkennen (Abb. 11.11), ebensowenig wie zu dessen pH-Wert. (Abb. 11.12). Betrachtet man die Mn-Anreicherungsfaktoren in Abhängigkeit vom pH-Wert des Quellwassers, so zeigt *Scapania undalata* das selbe Verhalten wie bei den oben dargestellten Elementen Aluminium und Cadmium (Abb. 11.13). Mit zunehmendem pH-Wert ist auch ein Anstieg des Mn-Akkumulationsfaktors zu verzeichnen.

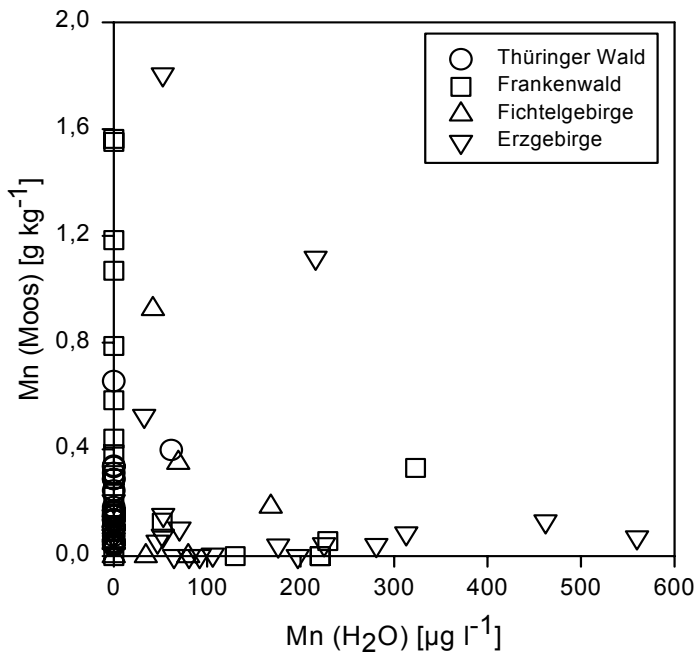


Abb. 11.11:
 Beziehung zwischen dem Mangengehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem des Quellwassers (n = 78)

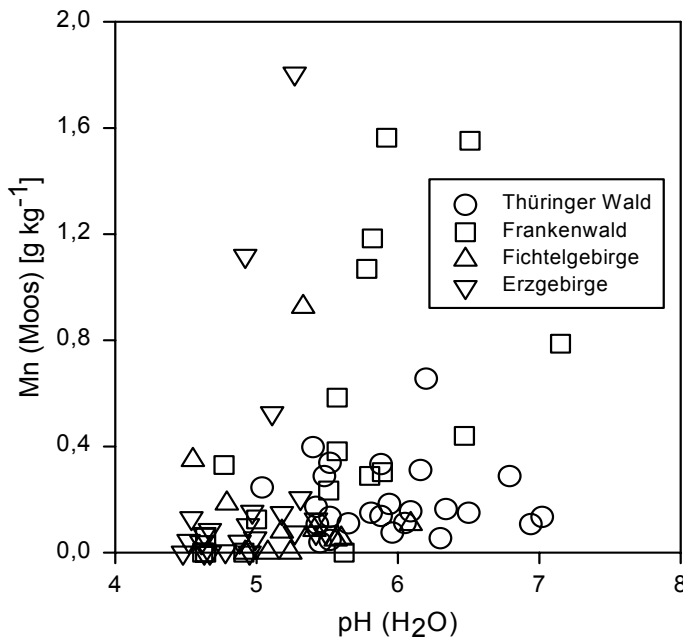


Abb. 11.12:
 Beziehung zwischen dem Mangengehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

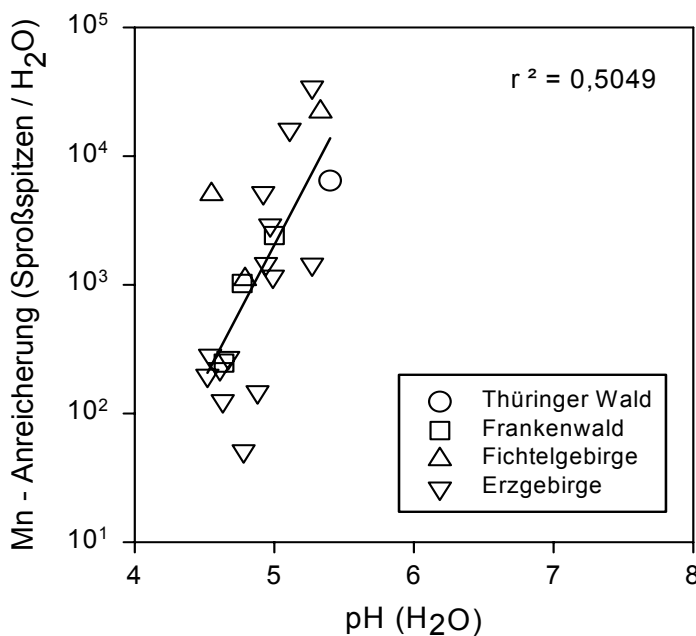


Abb. 11.13:
 Beziehung zwischen dem Anreicherungsfaktor für Mangan in den Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 21)

3.4 Nickel

Bei Nickel ist das gemeinsame Auftreten von hohen Konzentrationen im Wasser und niedrigen pH-Werten weniger deutlich zu erkennen (Abb. 14). Während der Nachweis von Nickel im Quellwasser aus dem Erzgebirge fast durchwegs zu positiven Ergebnissen führte, war dies im Thüringer Wald nur in Einzelfällen so. In Frankenwald und Fichtelgebirge wurden die Nickelkonzentrationen des Quellwassers nicht analysiert.

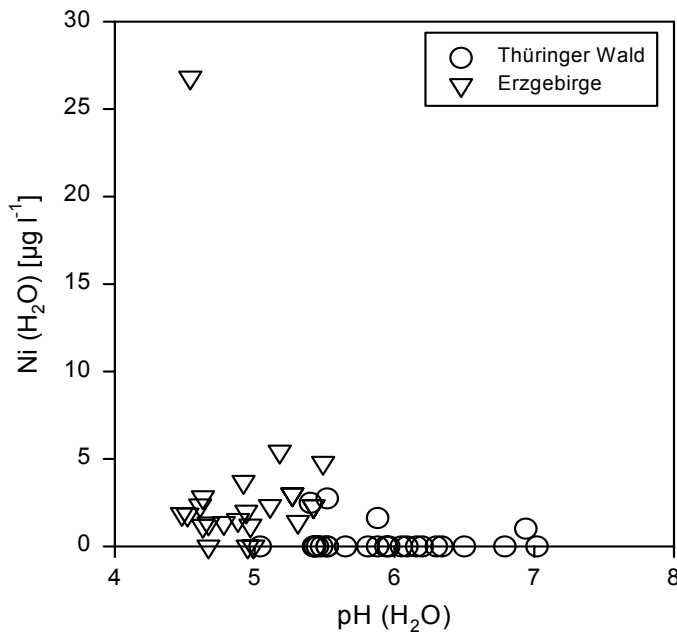


Abb. 11.14: Beziehung zwischen Nickelgehalt und pH-Wert des Quellwassers (n = 49). Für Frankenwald und Fichtelgebirge liegen keine Daten vor

Nickelgehalte von *Scapania undulata* scheinen unabhängig von denen des Quellwassers zu sein (Abb. 11.15), Werte > 20 mg kg⁻¹ sind allein im Frankenwald und dort nur bei pH-Werten > 5 anzutreffen (Abb. 11.16).

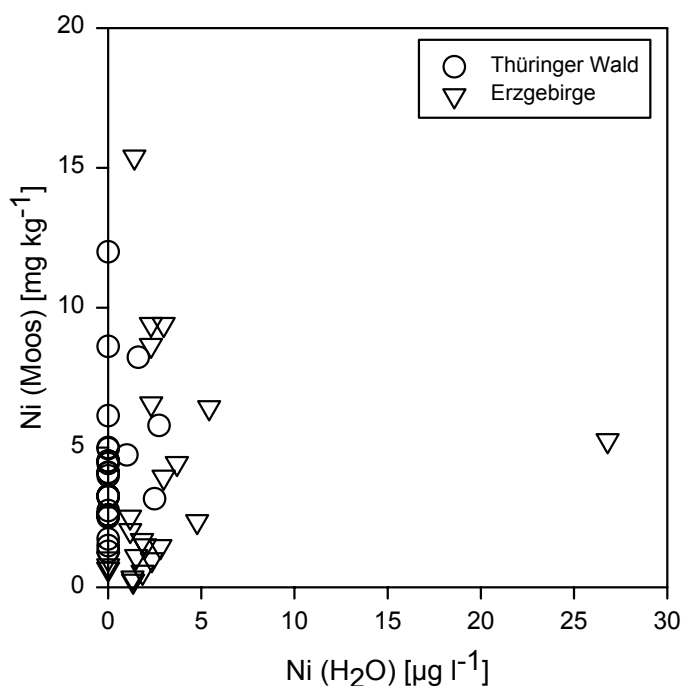


Abb. 11.15: Beziehung zwischen dem Nickelgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem des Quellwassers (n = 49). Für Frankenwald und Fichtelgebirge liegen keine Daten vor

Die Akkumulationsfaktoren von Nickel sind ebenfalls positiv mit dem Quellwasser-pH korreliert. Es ergibt sich das gleiche Bild wie bei den vorher betrachteten Stoffen (Abb. 11.17).

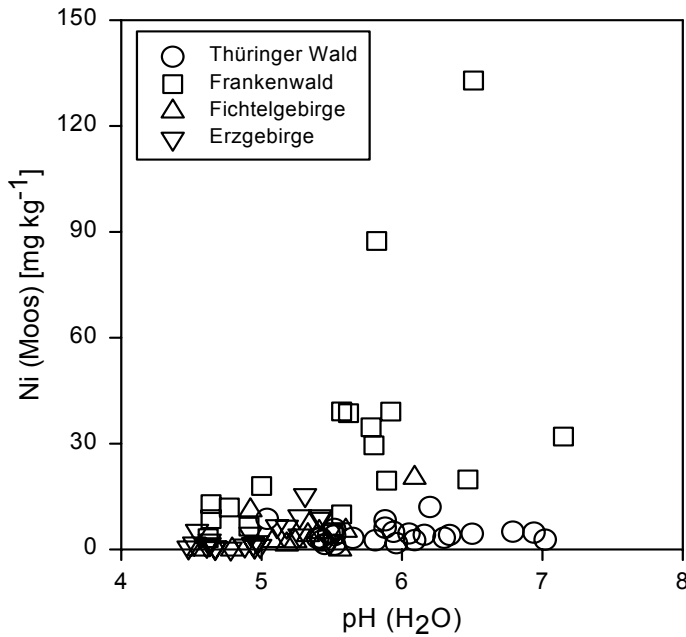


Abb. 11.16: Beziehung zwischen dem Nickelgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

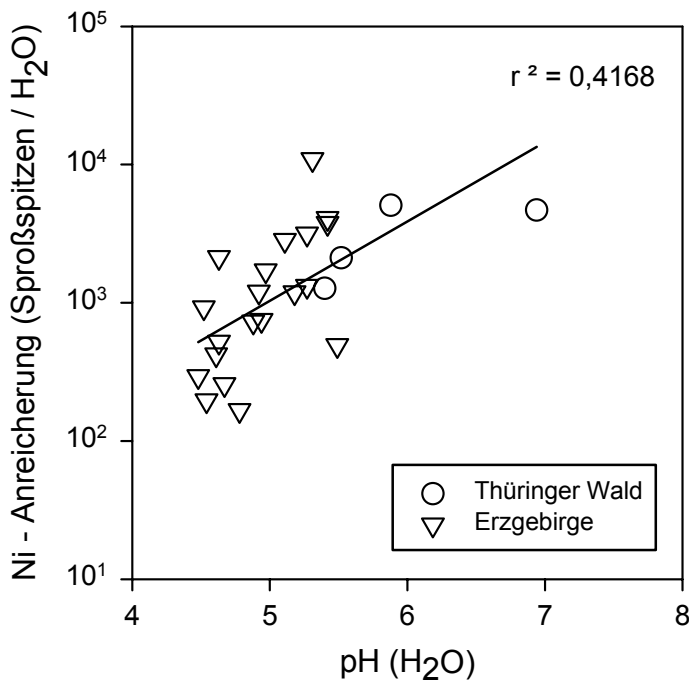


Abb. 11.17: Beziehung zwischen dem Anreicherungsfaktor für Nickel in den Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 24). Für Frankenwald und Fichtelgebirge liegen keine Daten vor

3.5 Zink

Auch die Zinkgehalte der Quellwässer sind negativ mit deren pH-Werten korreliert (Abb. 11.18). Während die Quellen des Erzgebirges durchwegs Zn-Konzentrationen von mehr als $6,5 \mu\text{g l}^{-1}$ aufweisen, treten solche Werte in den anderen Gebieten nur in einzelnen Fällen auf.

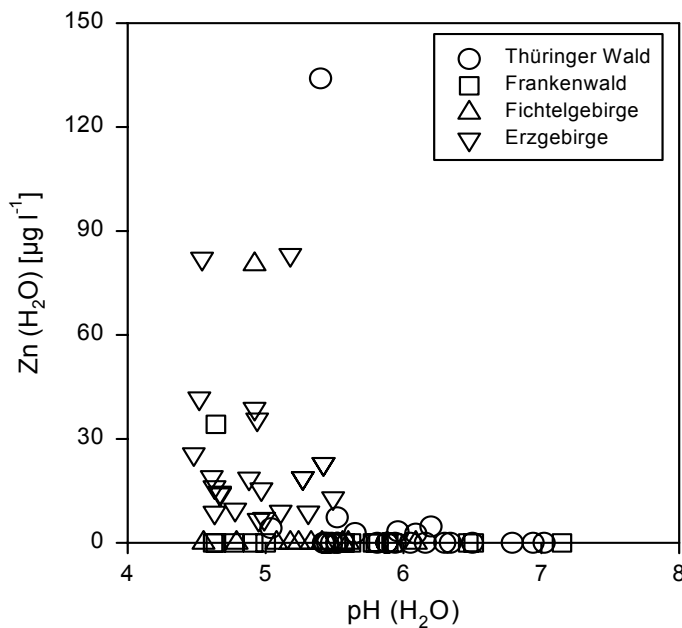


Abb. 11.18:
Beziehung zwischen Zinkgehalt
und pH-Wert des Quellwassers
(n = 78)

Ein Zusammenhang zwischen den Zinkgehalten in den Sprossspitzen von *Scapania* und denen im Quellwasser läßt sich nicht erkennen (Abb. 11.19). Ebenso ist keine Abhängigkeit vom pH-Wert des Wassers gegeben (Abb. 11.20).

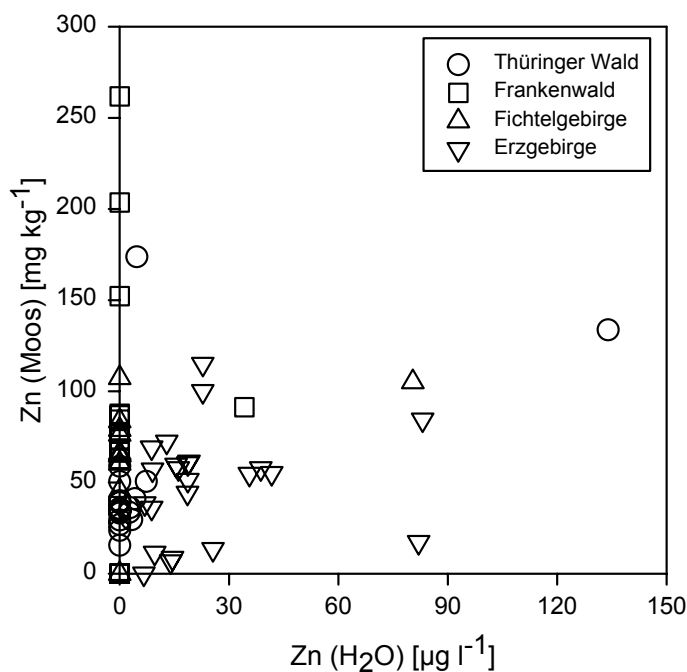


Abb. 11.19:
Beziehung zwischen dem
Zinkgehalt der Sprossspitzen
von *Scapania undulata* und
dem des Quellwassers (n = 78)

Ebenso wie die Anreicherungs-faktoren von Al, Cd, Mn und Ni ergibt sich auch für Zink eine positive Korrelation zum pH-Wert des Quellwassers (Abb. 11.21).

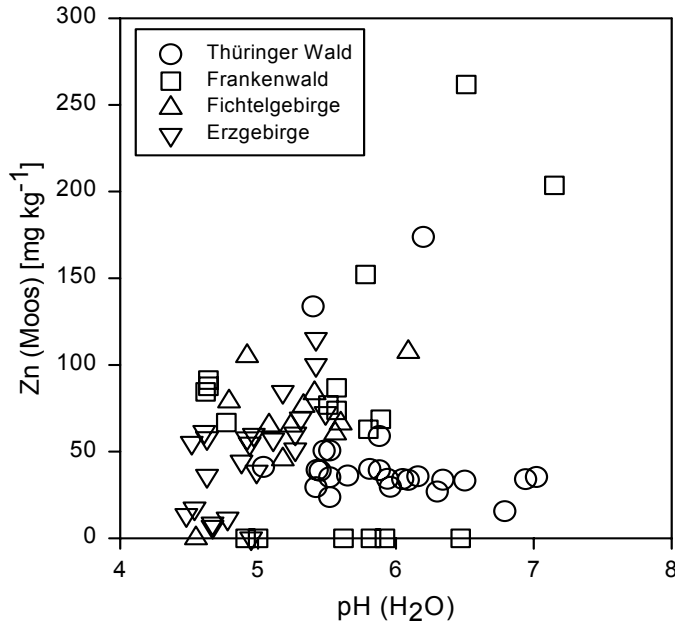


Abb. 11.20: Beziehung zwischen dem Zink-gehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

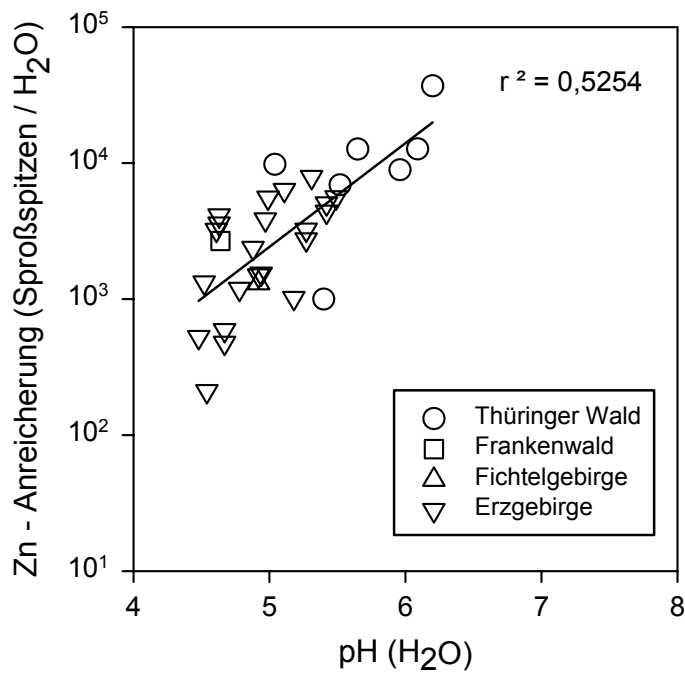


Abb. 11.21: Beziehung zwischen dem An-reicherungsfaktor für Zink in den Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 31)

3.6 Calcium

Calcium und Magnesium werden bei der Inanspruchnahme des Kohlensäure-Carbonat-Puffers freigesetzt, der bei pH-Werten $> 6,2$ wirksam ist. Dementsprechend findet man höhere Ca- und Mg-Konzentrationen vor allem dann in Quellen, wenn diese nur temporär (episodisch oder periodisch) versauern. Eine Korrelation mit dem pH des Quellwassers ist nicht zu erkennen (Abb. 11.22 und 11.26), schließlich entsprechen die dargestellten Herbstwerte dem Basisabfluss. Die Konzentration der beiden Elemente im Quellwasser ist aber stark abhängig von den geochemischen Gegebenheiten des jeweiligen Gebietes. Hohe Werte sind vor allem im Thüringer Wald anzutreffen (siehe Kapitel 9 und 15 in diesem Band).

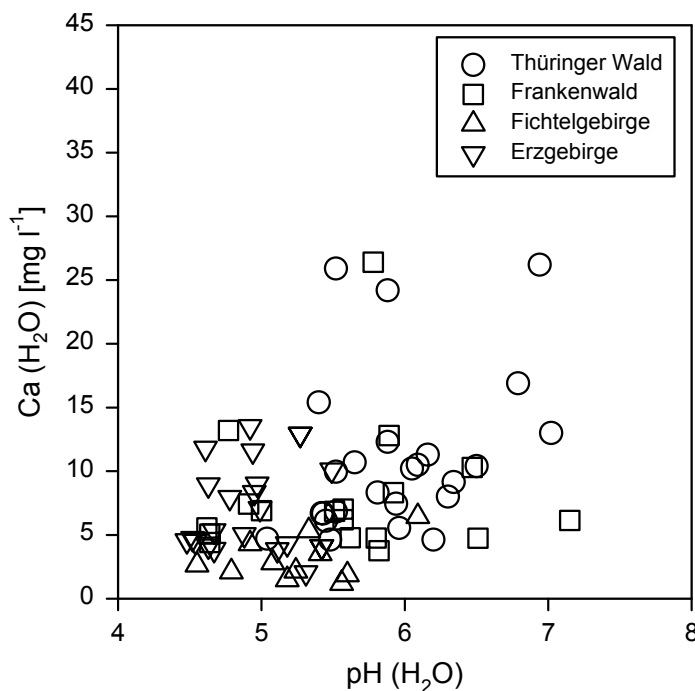


Abb. 11.22:
Beziehung zwischen Calciumgehalt und pH-Wert des Quellwassers ($n = 78$)

Im Gegensatz zu den bisher dargestellten Elementen ist beim Calcium zwischen den Gehalten in *Scapania undulata* und denen im Quellwasser eine, wenn auch schwache, Abhängigkeit festzustellen (Abb. 11.23).

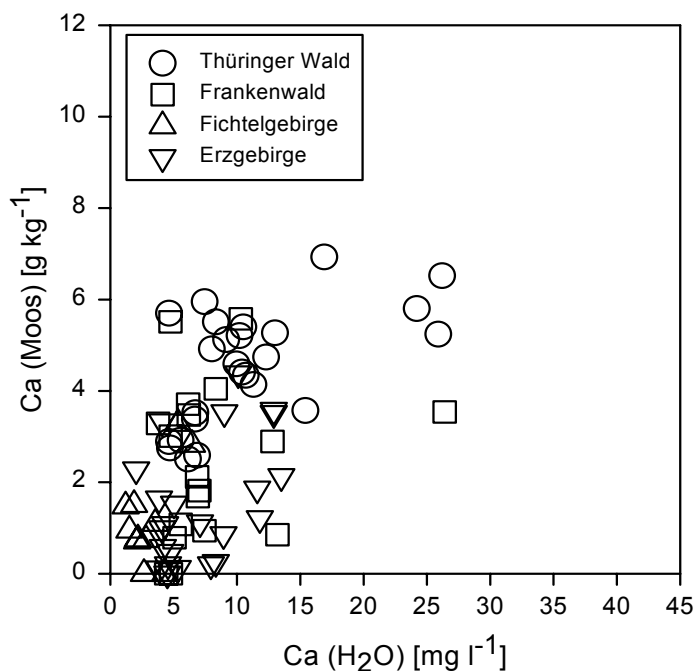


Abb. 11.23:
Beziehung zwischen dem Calciumgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem des Quellwassers ($n = 78$)

Eng positiv korreliert sind die Ca-Gehalte im Moos mit den pH-Werten (Abb. 11.24).

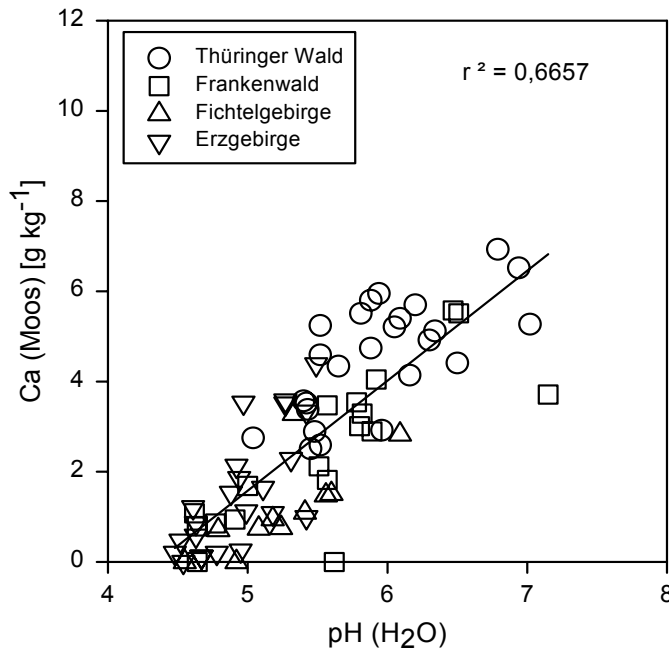


Abb. 11.24: Beziehung zwischen dem Calciumgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

Scapania undulata läßt ebenfalls eine positive Korrelation des Ca-Anreicherungs-faktors mit dem Quellwasser-pH erkennen (Abb. 11.25). Eine starke Calciumakkumulation ist also in den Quellen nachzuweisen, die sich im Bereich des Kohlensäure-Carbonat-Puffers befinden und nur zeitweise (z.B. Schneeschmelze, Starkregenereignisse) von Versauerungsschüben betroffen sind.

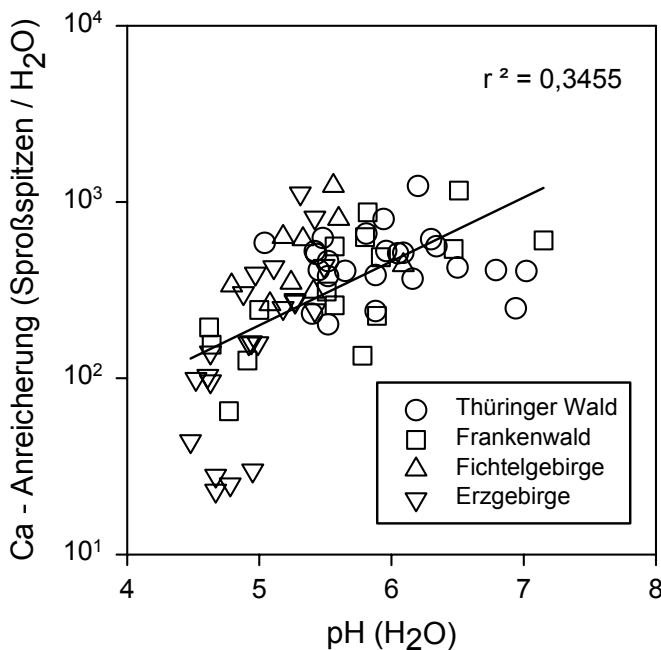


Abb. 11.25: Beziehung zwischen dem Anreicherungs-faktor für Calcium in den Sproßspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 73)

3.7 Magnesium

Zwar ist zwischen den Mg-Konzentrationen und den pH-Werten des Quellwassers kein Zusammenhang zu finden (Abb. 11. 26), doch gilt auch hier, dass die Verfügbarkeit von Magnesium stark von der Geochemie geprägt ist.

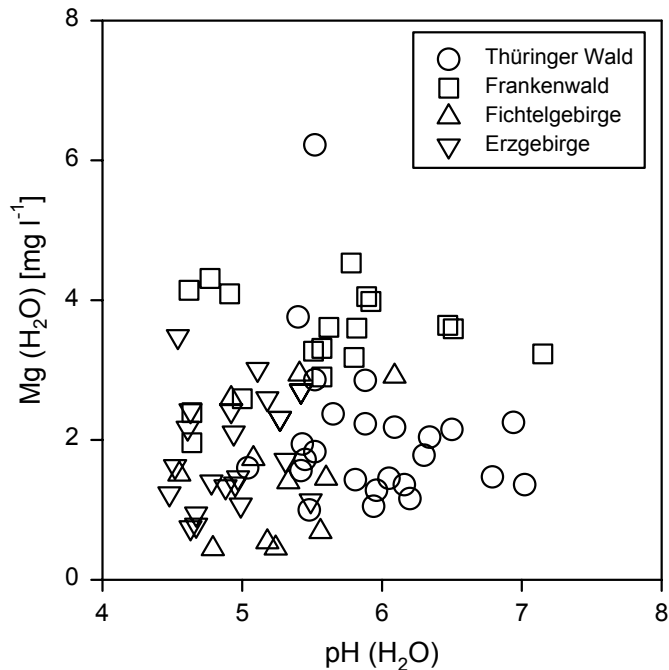


Abb. 11.26:
Beziehung zwischen
Magnesiumgehalt und pH-Wert
des Quellwassers (n = 78)

Die Mg-Gehalte in *Scapania* verhalten sich gegenüber denen im Quellwasser (Abb. 11.27) und auch gegenüber dessen pH-Werten (Abb. 11.28) ebenso wie die Ca-Gehalte, lassen also einen positiven Zusammenhang erkennen, wenngleich dieser etwas schwächer ausgeprägt ist.

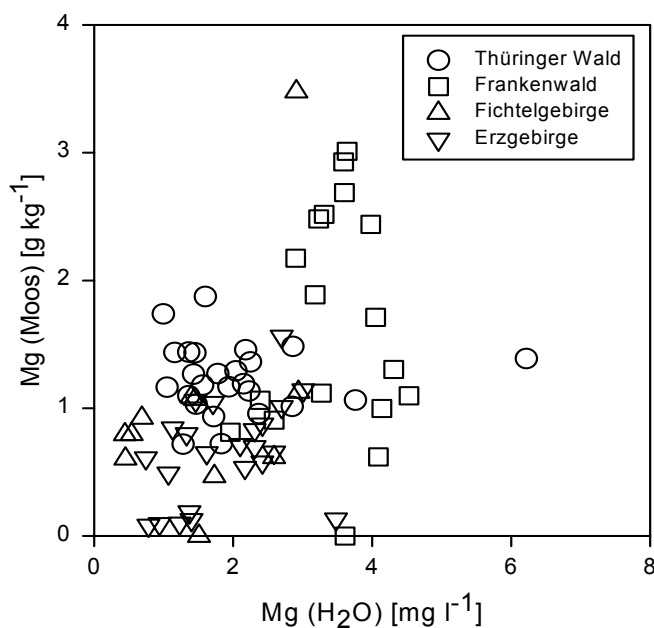


Abb. 11.27:
Beziehung zwischen dem
Magnesiumgehalt der Spross-
spitzen von *Scapania undulata*
und dem des Quellwassers
(n = 78)

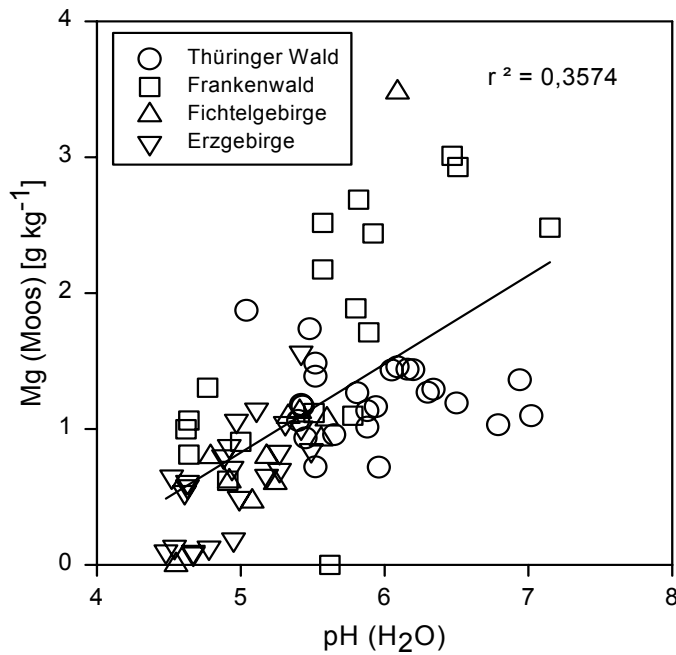


Abb. 11.28: Beziehung zwischen dem Magnesiumgehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

Auch die Akkumulationsfaktoren korrelieren positiv mit den pH-Werten des Quellwassers (Abb. 11.29). Magnesium wird folglich in Quellen um den Neutralpunkt stärker angereichert als in saureren Quellen.

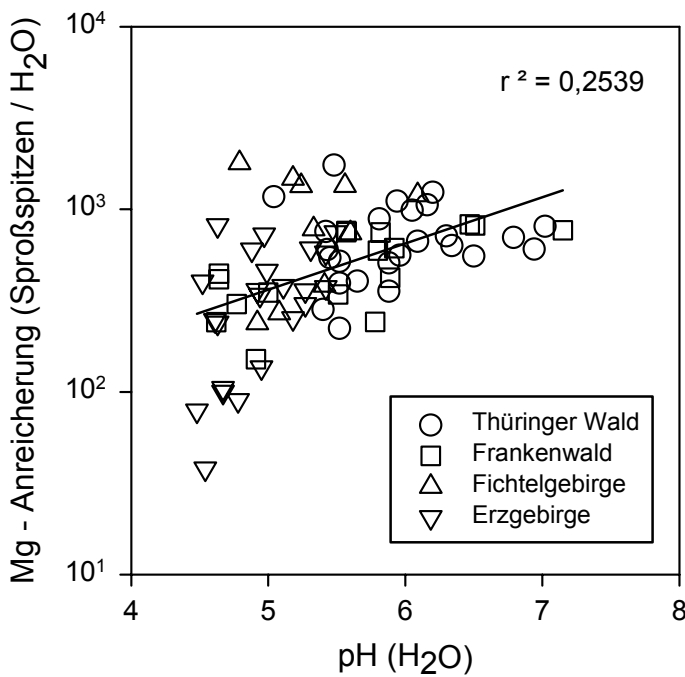


Abb. 11.29: Beziehung zwischen dem Anreicherungsfaktor für Magnesium in den Sproßspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 76)

3.8 Kalium

Bei den Kaliumkonzentrationen im Quellwasser nimmt der Thüringer Wald begründet durch seine geologische Ausstattung mit Porphyren eine herausragende Stellung ein. Eine Abhängigkeit von den pH-Werten ist nicht feststellbar (Abb. 11.30).

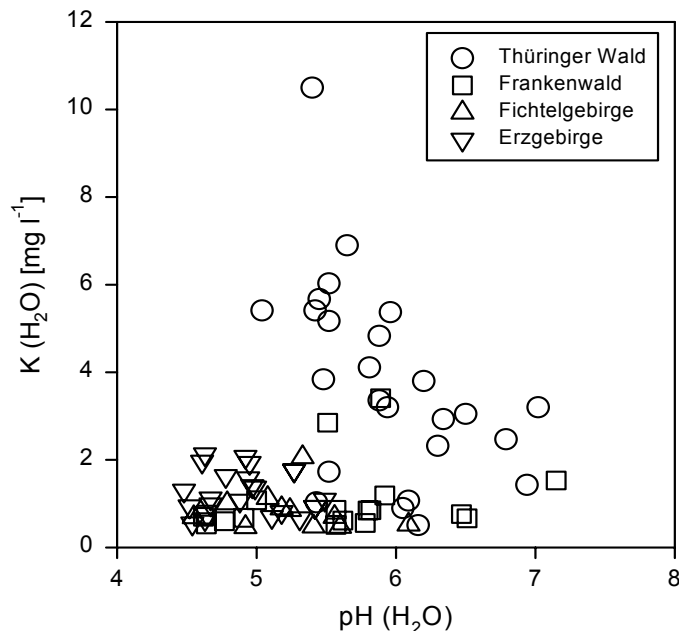


Abb. 11.30:
Beziehung zwischen Kalium-
gehalt und pH-Wert des Quell-
wassers (n = 78)

Die K-Gehalte im Wasser finden allerdings keine Entsprechung bei denen in den Sprossspitzen von *Scapania undulata*. Andererseits treten hier ebenfalls gebietspezifische Unterschiede zutage, jedoch findet sich der Thüringer Wald hier im intermediären Bereich wieder. Hohe K-Gehalte im Moos findet man eher im Fichtelgebirge und im Erzgebirge, niedrige vor allem im Frankenwald. Eine Korrelation ist weder mit den K-Konzentrationen (Abb. 11.31) noch mit den pH-Werten im Wasser gegeben (Abb. 11.32).

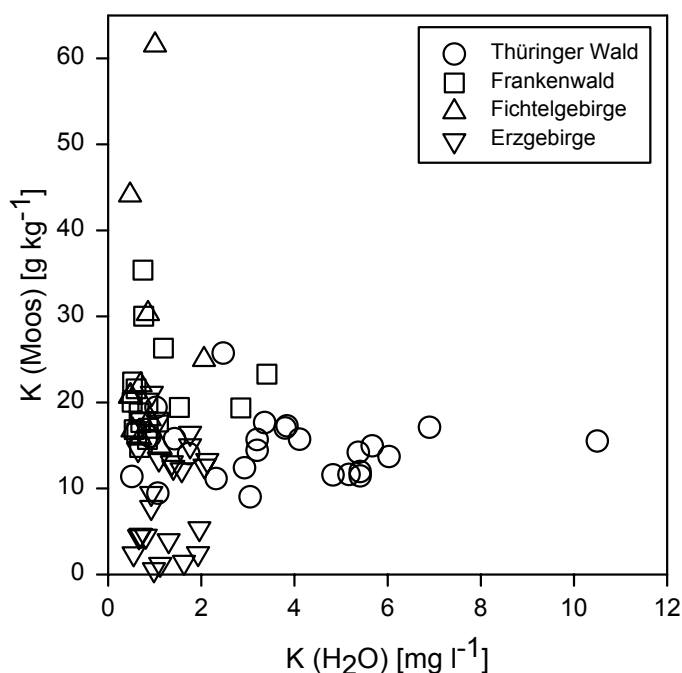


Abb. 11.31:
Beziehung zwischen dem
Kaliumgehalt der Sprossspitzen
von *Scapania undulata* und
dem des Quellwassers (n = 78)

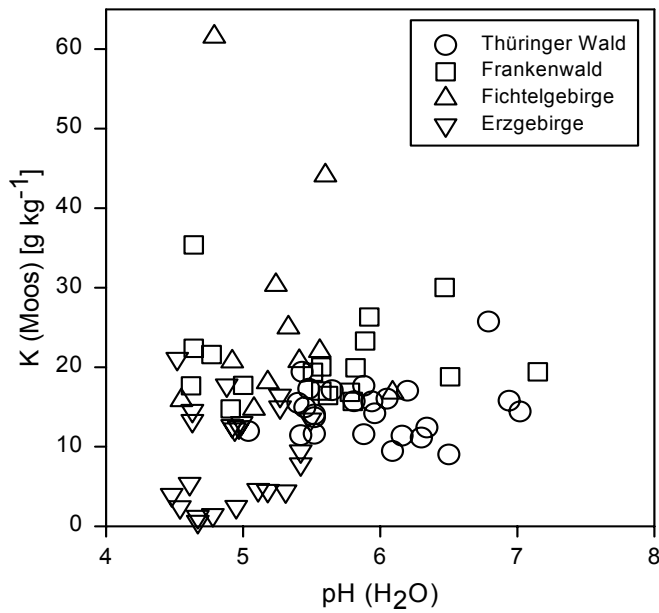


Abb. 11.32:
 Beziehung zwischen dem Kalium-gehalt der Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

Zwischen den Anreicherungsfaktoren für Kalium und den pH-Werten des Quellwasser ist kein Bezug herzustellen (Abb. 11.33). Das Akkumulationsverhalten unterscheidet sich jedoch zwischen den untersuchten Gebieten.

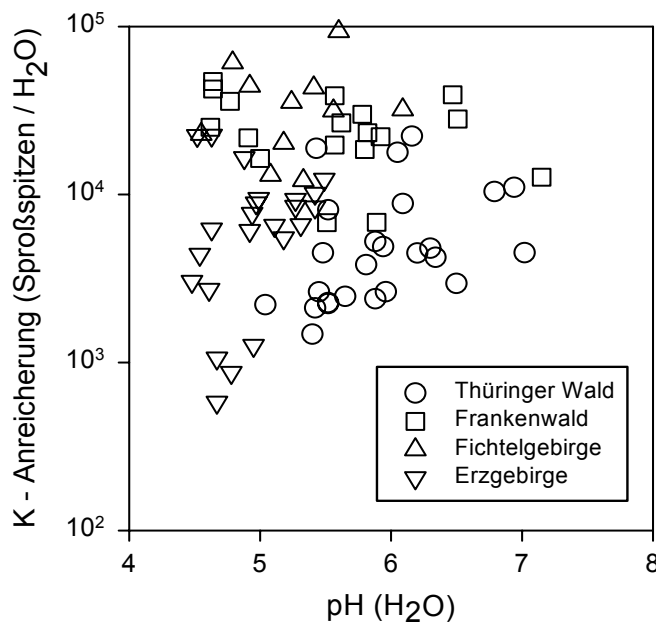


Abb. 11.33:
 Beziehung zwischen dem Anreicherungsfaktor für Kalium in den Sprossspitzen von *Scapania undulata* und dem pH-Wert des Quellwassers (n = 78)

4. Diskussion

Waldquellen können als integrierendes Instrument zur Beurteilung der Prozesse ihrer Waldeinzugsgebiete aufgefaßt werden. Quellpflanzen sind eng an die charakteristischen Standortbedingungen der Quellen angepaßt. Ihre Ökologie und Verbreitung in den vier Untersuchungsgebieten ist inzwischen bekannt (Kapitel zur Vegetation der Waldquellen in diesem Band), sodass gezielt Arten mit weiter Amplitude für Monitoringvorhaben ausgewählt werden können. Eine solche Art ist *Scapania undulata* (L.) Dum., deren Akkumulationsvermögen bereits mehrfach nachgewiesen wurde (z.B. WHITTON et al. 1982, CAINES et al. 1985, TREMP & KOHLER 1993). Neu gegenüber diesen Forschungsprojekten zur akkumulativen Bioindikation ist einerseits der Versuchsstandort Quelle, andererseits die Untersuchung einer umfassenden Anzahl chemischer Elemente, die an dieser Stelle nur in Teilen wiedergegeben wird.

Bei der Korrelation von Stoffgehalten in Wasser und in *Scapania undulata* ergibt sich ein zweigeteiltes Bild. Aluminium, Cadmium, Mangan, Nickel und Zink, allesamt Elemente die ihre höchsten Konzentrationen in sauren Quellen erreichen, lassen bei den Stoffgehalten im Moos weder eine Abhängigkeit vom entsprechenden Gehalt im Quellwasser noch eine von dessen pH-Wert erkennen. Im Gegensatz hierzu zeigen die Konzentrationen von Calcium und Magnesium im Quellwasser zwar keine Korrelation zum pH-Wert, jedoch sind die Stoffgehalte in *Scapania* mit denen im Wasser positiv korreliert, genauso mit dem pH-Wert. Beim Kalium wird das Bild stark von Unterschieden zwischen den Untersuchungsgebieten geprägt, Abhängigkeiten sind weder vom K-Gehalt noch vom pH des Wassers festzustellen. Calcium und Magnesium findet man vor allem in Quellen, die sich vorwiegend im neutralen Bereich befinden und nur episodisch oder periodisch versauern. Dabei werden unter Beanspruchung des Kohlensäure-Carbonat-Puffers die Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+} freigesetzt. Diese können durch Ionenaustauschprozesse an den Zellwänden von den Pflanzen aufgenommen werden, wodurch auch die enge Abhängigkeit vom Stoffgehalt im Wasser bzw. dem pH-Wert erklärbar ist.

Die Freisetzung von Al^{3+} -Ionen aus Tonmineralen und Aluminiumhydroxo-Kationen erfolgt im Bereich des Aluminiumpuffers (pH < 4,2). Diese sind allerdings für Pflanzen schwerer verfügbar. Wenn nun, wie TREMP & KOHLER (1993) postulieren, u.a. die Ausfällung von Aluminiumhydroxid an den Moosblättchen für die hohen Al-Gehalte verantwortlich ist, bedeutet dies, dass verschiedene Aluminiumspezies zur Akkumulation beitragen. Dies liefert die Erklärung warum die Al-Gehalte in *Scapania* weder mit denen im Wasser noch mit dem pH-Wert korreliert sind. Gleiches gilt vermutlich auch für Cadmium, Mangan, Nickel und Zink, wenngleich diese Elemente in wesentlich geringeren Gehalten im Wasser und Moos enthalten sind. Die positive Korrelation der Akkumulationsfaktoren (Verhältnis des Stoffgehalts in den Sprossspitzen von *Scapania* zu dem im Wasser) von Al, Cd, Mn, Ni und Zn mit dem pH-Wert des Quellwassers ist somit nur mathematische Konsequenz. Schließlich liefern gleiche Stoffgehalte im Moos mit zunehmenden pH bei abnehmender Stoffkonzentration im Wasser auch höhere Akkumulationsfaktoren. Für die Ca- und Mg-Anreicherungs-faktoren scheint der pH des Quellwassers jedoch der bestimmende Faktor zu sein. Dies müßte jedoch noch im Laborversuch überprüft werden.

Somit eignen sich die Sprossspitzen von *Scapania undulata* lediglich im Falle von Calcium und Magnesium als akkumulativer Versauerungsindikator. Für die bei niedrigen pH-Werten mit erhöhten Konzentrationen im Quellwasser auftretenden Elemente Aluminium, Cadmium, Mangan, Nickel und Zink ist das Akkumulationsverhalten von *Scapania* nicht zur Indikation tauglich.

In der räumlichen Sicht spiegeln die Ca- und Mg-Gehalte in *Scapania undulata* die Ergebnisse der hydrochemischen Analysen zur Versauerung von Waldquellen wieder (siehe KAPITEL 9 in diesem Band). Ob das untersuchte Lebermoos auch auf kleinerer Maßstabsebene zum Monitoring der Versauerung eingesetzt werden kann, bedarf einer genaueren Analyse, z.B. mit einem Geographischen Informationssystem. Falls diese zu einem positiven Ergebnis führt, kann mit *Scapania* nach räumlichen Mustern des Stoffaustrages belasteter Waldböden gesucht und Belastungsschwerpunkte ermittelt werden.

Die vorliegende Untersuchung stellt damit erste Grundlagen für ein Monitoring-System für die Immissionsbelastung von Waldökosystemen der nordostbayerischen und benachbarter Mittelgebirge zur Verfügung. Sie ermöglicht damit zukünftig vergleichende Untersuchungen bei veränderter Immissionssituation. Ergänzend zu den vorhandenen Ergebnissen soll das Akkumulationsverhalten von *Scapania undulata* gegenüber weiteren Stoffen, z.B. Schwer- und Spurenmetallen untersucht werden. Ebenso bietet sich ein Vergleich von *Scapania* mit anderen weit verbreiteten Moosen der Quellfluren (*Mnium hornum*, *Brachythecium rivulare*, *Pellia epiphylla*, *Plagiomnium undulatum*, *Sphagnum palustre*, *Sphagnum squarrosum*) an. Schließlich wird auch noch eine räumliche Analyse mittels eines Geographischen Informationssystems angestrebt.

5. Zusammenfassung

In den vier Mittelgebirgen Thüringer Wald, Frankenwald, Fichtelgebirge und Erzgebirge wurde das Akkumulationsverhalten des submersen Lebermooses *Scapania undulata* (L.) Dum. untersucht. An 78 Waldquellen wurden Sprossspitzen des Mooses und eine Wasserprobe entnommen sowie der pH-Wert des Quellwassers gemessen. In Moos und Wasser wurden die Gehalte an Al, Ca, Cd, K, Mg, Mn, Ni und Zn bestimmt. Während die Ca- und Mg-Gehalte in *Scapania undulata* sowohl positiv mit dem jeweiligen Gehalt im Quellwasser als auch mit dessen pH-Wert korreliert sind, zeigen die in saurem Quellwasser stärker konzentrierten Elemente Al, Cd, Mn, Ni und Zn keine Abhängigkeit.

Außer bei K sind die Anreicherungsfaktoren (Verhältnis des Stoffgehalts im Moos zu dem im Wasser) aller untersuchten Stoffe positiv mit dem pH-Wert des Quellwassers korreliert. Allerdings kann *Scapania* lediglich für Ca und Mg als akkumulativer Bioindikator zur Beurteilung des Versauerungsgeschehens dienen, da bei den anderen untersuchten Elementen der pH-Wert nicht als alleine bestimmender Faktor für die Anreicherung festgestellt werden kann.

Literatur

- ARNDT, U., W. NOBEL & P. SCHWEIZER (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer Verlag, Stuttgart, 388 S.
- ATRI, F.R. (1983): Schwermetalle und Wasserpflanzen. Aufnahme und Akkumulation von Schwermetallen und anderen anorganischen Schadstoffen bei höheren aquatischen Makrophyten. – Schriftenr. Ver. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene 55: 1-105
- AUDORFF, V. (1997): Vergleichende Untersuchung der Vegetationsdynamik und wasserchemischer Gegebenheiten von Waldquellfluren in Frankenwald und Fichtelgebirge. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Pflanzenökologie, Universität Bayreuth, 83 S.
- BEIERKUHNLEIN, C. (1994): Waldquellfluren im Frankenwald - Untersuchungen zur reaktiven Biodindikation. Bayreuther Forum Ökologie 10: 253 S.
- BEIERKUHNLEIN, C. (1996): Biomonitoring mit Quellen der silikatischen Mittelgebirge. *Crunoecia* 5: 141-151
- BENSON-EVANS, K. & P.F. WILLIAMS (1976): Transplanting aquatic bryophytes to assess river pollution. *Journal of Bryology* 9: 81-91
- BURKHARDT, E., H. MUHLE & S. WINKLER (1983): Zum Indikatorwert von submersen Wassermoosen in Iller und oberer Donau. *Verh. Ges. f. Ökologie* 10, 441-449
- BURTON, M.A.S. & P.J. PETERSON (1979): Metal accumulation by aquatic bryophytes from polluted mine streams. *Environ. Pollut.* 19, 39-46
- CAINES, L.A., A.W. WATT & D.E. WELLS (1985): The uptake and release of some trace metals by aquatic bryophytes in acidified waters in Scotland. – *Environ. Pollut., Ser. B*, 10: 1-18
- DIETZ, F. (1972): The enrichment of heavy metals in submerged plants. In: JENKINS; S.H. (Ed.): *Advances in Water Pollution Research. Proc. 6th Int. Conf.*, 53-62. Oxford
- DURKA, W. (1994): Isotopenchemie des Nitrat, Nitrataustrag, Wasserchemie und Vegetation von Waldquellen im Fichtelgebirge (NO-Bayern). *Bayreuther Forum Ökologie* 11: 197 S.
- EMPAIN, A. (1976): Estimation de la pollution par métaux lourds dans la Somme par l'analyse des bryophytes aquatiques. – *Bull. Franc. Piscicult.* 260 : 138-142
- FRAHM, J.-P. (1974): Wassermoose als Indikatoren für die Gewässerverschmutzung am Beispiel des Niederrheins. *Gewässer und Abwässer* 53/54: 91-106
- FRAHM, J.-P. (1975): Toxizitätsversuche an Wassermoosen. *Gewässer und Abwässer* 57/58: 59-66
- FRAHM, J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. *Biologische Arbeitsbücher*. Quelle & Meyer, Wiesbaden, 187 S.
- GRAHN, O. (1977): Makrophyte succession in Swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. – *Water, Air and Soil Pollution* 7: 295-305
- GRODZINSKA, K. (1978): Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in polish national parks. *Water, Air and Soil Pollution* 9: 83-97
- GUDERIAN, R. & K. KÜPPERS (1980): Responses of plant communities to air pollution. *Proceedings of the Symposium on Effect of Air Pollutants on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems*: 187-190
- HAFNER, C. & U. ARNDT (1995): Bioindikationsverfahren zur ökotoxikologischen Überwachung von organischen Luftschadstoffen. – *Veröff. Projekt Angewandte Ökologie* 12: 411-426

- HELLAWELL, J.M. (1997): Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Chapman & Hall, London, 546 S.
- HERPIN, U. (1995): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Umweltbundesamt, Berlin: 161 S.
- HERRMANN, R. (1976): Modellvorstellungen zur räumlichen Verteilung von Spurenmetallverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland, angezeigt durch den Metallgehalt in epiphytischen Moosen. Erdkunde 30 (4), 241-253
- HERRMANN, R. (1990): Biomonitoring of organic and inorganic trace pollutants by means of mosses. In: ZINSMEISTER, H.D., R. MUES (Hrsg.): Bryophytes: Their Chemistry and Chemical Taxonomy. Proc. Phytochem. Soc. Eur. 29, 319-335. Oxford
- JONES, K.C. & P.J. PETERSON (1985): Silver and other metals in some aquatic bryophytes from streams in the lead mining district of Mid-Wales, Great Britain. Water, Air and Soil Pollution 24, 329-338
- KELLY, M.G. & B.A. WHITTON (1989): Interspecific differences in Zn, Cd and Pb accumulation by freshwater algae and bryophytes. Hydrobiologia 175, 1-11
- KOHLER, A. & U. ARNDT (Hrsg.) (1992): Bioindikatoren für Umweltbelastungen - Neue Aspekte und Entwicklungen. Hohenheimer Umwelttagung 24: 251 S.
- LITTLE, P. & M.H. MARTIN (1974): Biological monitoring of heavy metal pollution. Environ. Pollut. 6, 1-19
- LÖTSCHERT, W., R. WANDTNER & H. HILLER (1975): Schwermetallanreicherung bei Bodenmoosen in Immissionsgebieten. Ber. Deutsch. Bot. Ges. 88, 419-431
- MARKERT, B. (Hrsg.) (1993): Plants as Biomonitors: Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment. VCH, Weinheim, 644 S.
- MARTIN, M.H. & P.J. COUGHTREY (1982): Biological Monitoring of Heavy Metal Pollution Land and Air. Applied Sciences Publishers, London, New York. 1-475
- MASCHKE, J. (1981): Moose als Bioindikatoren von Schwermetall-Immissionen. Bryophytorum Bibliotheca 22, Vaduz
- MATTHIAS, U. (1983): Der Einfluß der Versauerung auf die Zusammensetzung von Bergbachbiozönosen. – Arch. Hydrobiol., Suppl. 65: 407-483
- MCLEAN, R.O. & A.K. JONES (1975): Studies of tolerance to heavy metals in the flora of the rivers Ystwyth and Clarach, Wales. Freshwater Biol. 5, 431-444
- MELZER, A. (1984): Makrophytische Wasserpflanzen in Urgesteinsseen Ostbayerns. – UBA-Materialien 1/84: 344-353, Berlin
- PEINTINGER, P. (1998): Hydrochemische und vegetationskundliche Untersuchungen an Waldquellen im Thüringer Wald. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Biogeographie, Universität Bayreuth, 94 S.
- RAY, S. & W. WHITE (1976): Selected aquatic plants as indicator species for heavy metal pollution. J. Environ. Sci. Health 11, 717-725
- REJMENT-GROCHOWSKA, I. (1976): Concentration of heavy metals, lead, iron, manganese, zinc and copper, in mosses. Hattori Botanical Laboratory Journal 41, 225-230
- RIEDEL, R. (1999): Vergleichende Untersuchungen an Waldquellfluren des Westlichen Erzgebirges anhand floristischer und hydrochemischer Parameter. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Biogeographie, Universität Bayreuth, 114 S.
- RÜHLING, A. & G. TYLER (1968): Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. Oikos 21, 92-97
- SALANKI, J., D. JEFFREY & G.M. HUGHES (Hrsg.) (1994): Biological Monitoring of the Environment. A Manual of Methods. CABI, Wallingford, 167 S.

- SATAKE, K. & M. NISHIKAWA (1990): Accumulation of scandium in the shoots of aquatic bryophytes in acid water. *Hydrobiologia* 199, 173-177
- SAY, P.J., P.C. HARDING & B.A. WHITTON (1981): Aquatic mosses as monitors of heavy metal contamination in the River Etherow, GB. *Environ. Pollut., Ser. B*, 2: 295-307
- SCHÖN, R. & A. KOHLER (1984): Gewässerversauerung in kleinen Fließgewässern des Nordschwarzwaldes während der Schneeschmelze 1982. – UBA-Materialien 1/84: 58-69
- SIMON, H. (1985): Untersuchungen über das Anreicherungsverhalten des Wassermooses *Fontinalis antipyretica* für umweltrelevante Spurensbstanz (Chlorkohlenwasserstoffe, PCA, Schwermetalle). Unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl Hydrologie, Universität Bayreuth
- STENZEL, A. & R. HERMANN (1988): Verhalten verschiedener Aluminiumspezies im Fluß- und Bodenwasser des Fichtelgebirges. *Dt. Gewässerkd. Mitt.* 32: 2-7
- STEBUNG, L. (1987): Bioindikation von Schwermetallen in verschiedenen Ökosystemen. *VDI-Berichte* 609: 351- 366
- THOMAS, W. (1981): Entwicklung eines Immissionsmeßsystems für PCA, Chlorkohlenwasserstoffe und Spurenmetalle mittels epiphytischer Moose, angewandt auf den Raum Bayern. *Bayreuther Geowiss. Arbeiten* 3: 143 S.
- THOMAS, W. (1983): Über die Verwendung von Pflanzen zur Analyse räumlicher Spurensbstanz-Immissionsmuster. *Staub Reinhaltung der Luft* 43: 141-148
- THOMAS, W. (1984): Statistical models for the accumulation of PAH, chlorinated hydrocarbons and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Water, Air and Soil Pollution* 22: 351-371
- THOMAS, W. & R. HERRMANN (1980): Nachweis von Chlorpestiziden, PCB, PCA, und Schwermetallen mittels epiphytischer Moose als Biofilter entlang eines Profils durch Mitteleuropa. *Staub, Reinhalt. Luft* 40: 440-449
- THÖNI, L. & J. HERTZ (1987): Moose als Biomonitoren für die flächenhafte Abschätzung der Schwermetallbelastung in der Schweiz. *VDI - Berichte* 609: 755-763
- TREMP, H. (1992): Einsatz submerser Bryophyten als Bioindikatoren in versauerten Fließgewässern des Schwarzwaldes. *Hohenheimer Umwelttagung* 24: 143-158
- TREMP, H. & A. KOHLER (1993): Wassermoose als Versauerungsindikatoren. *Veröff. Projekt Angewandte Ökologie* 6: 126 S.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden, Teil B: Österreichisches Dauerflächenregister. Monographien, Bände 89 A und 89 B. Wien
- WEHR, J.D., A. EMPAIN, C. MOUVET, P.J. SAY & B.A. WHITTON (1983): Methods for processing aquatic mosses as monitors of heavy metals. *Water Res.* 17 (9): 985-992
- WHITTON, B.A., P.J. SAY & B.P. JUPP (1982): Accumulation of zinc, cadmium and lead by the aquatic liverwort *Scapania*. – *Environ. Pollut., Ser. B*, 3: 299-316
- WIEGLEB, G. (1981): Application of multiple discriminant analysis on the analysis of the correlation between macrophyte vegetation and water quality in running waters in Central Europe. *Hydrobiologia* 79: 91-100
- ZIERDT, M. (1997): Umweltmonitoring mit natürlichen Indikatoren – Pflanzen, Boden, Wasser, Luft. Springer-Verlag, Berlin, 215 S.