

Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.)

Saurer Regen

Probleme für Wasser, Boden
und Organismen

ecommed

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

Saurer Regen : Probleme für Wasser, Boden und Organismen /
Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.). [Verf.: E.
Alles ...]. - Landsberg : ecomed, 1994
(Umweltforschung in Baden-Württemberg)
ISBN 3-609-69480-7
NE: Baden-Württemberg / Umweltministerium

Die Auswirkungen experimenteller Säure- und Aluminiumbelastung auf submerse Makrophyten

H. Tremp und A. Kohler

1 Einleitung

Im Unterschied zu tierischen Organismen wurden submerse Makrophyten hinsichtlich der Gewässerversauerung nur wenig beachtet und kaum experimentell bearbeitet.

Obwohl weitgehende Übereinstimmung darüber besteht, daß Artenreichtum und Artendiversität im Zuge der Versauerung abgenommen haben und zugleich eine Verschiebung zu säuretoleranten Arten stattgefunden hat (GRAHN 1977), besteht noch Unklarheit darüber, wie die Versauerungstoleranz physiologisch erklärt werden kann. So ist eine direkte Toxizität der Hydroniumkonzentrationen denkbar, daneben aber auch die pH-abhängige Veränderung der assimilierbaren Kohlenstoff-Form sowie die Verringerung des Kohlenstoffbudgets (ROELOFS et al. 1984). Gleichfalls ökologisch relevant erscheint die veränderte Stickstoff-Form und die gestiegenen Schwermetallgehalte in versauerten Gewässern. In dieser 1989 durchgeführten experimentellen Studie wurden vor dem Hintergrund der gestiegenen Aluminiumgehalte versauerter Oberflächengewässer die Versuche von KOHLER & SCHOEN (1984) zur unterschiedlichen Versauerungsresistenz submerser Makrophyten fortgesetzt und durch den zusätzlichen Belastungsfaktor Aluminium erweitert.

Zwar ist die Toxizität von Aluminium bei Landpflanzen schon lange bekannt, doch sind die vorwiegend an Kulturpflanzen gewonnenen Erkenntnisse nur mit Einschränkungen auf Wasserpflanzen übertragbar.

So sind bereits die theoretisch denkbaren Aufnahmemöglichkeiten für Aluminium bei Submersen ungleich höher als bei Landpflanzen, die nur über die Wurzel mit dem Aluminium der Bodenlösung in Kontakt stehen.

Aufgrund ähnlicher Überlegungen hält bereits STEEMAN NIELSEN (1952) die toxische Wirkung des Ions auf Wasserpflanzen für möglich; dagegen messen YAN et al. (1985) der toxischen Wirkung von Aluminium auf Wasserpflanzen keine größere Bedeutung bei.

2 Material und Methoden

2.1 Pflanzenmaterial

Insgesamt wurden mit sieben Makrophytenarten Belastungsversuche durchgeführt. Von diesen Arten, die aus oligotrophen bis dystrophen Fließ- und Stillgewässern des Pfälzerwaldes stammen, wurden 10 cm lange, aufwuchsfreie Apikalsprossen entnommen. Die Sproßteile wurden an Glasringen befestigt und in die Belastungsbecken eingebracht.

TREMP & KOHLER: Submerse Makrophyten

Die Versuchspflanzen: *Potamogeton polygonifolius* (Knöterich-Laichkraut), *Myriophyllum alterniflorum* (Wechselblütiges Tausendblatt), *Callitriche stagnalis* (Teich-Wasserstern), *Ranunculus peltatus* (Schild-Wasserhahnenfuß), *Elodea canadensis* (Kanadische Wasserpest), *Fontinalis anti-pyretica* (Quellmoos), *Sphagnum cuspidatum* (Spieß-Torfmoos).

2.2 Kultivierungs- und Belastungsbedingungen

2.2.1 Kultivierungsbedingungen

Die Versuchsbecken wurden über einen Kryomaten gekühlt, der die Wassertemperatur konstant bei 12°C hielt. Die Beleuchtungsintensität wurde auf 3000 Lx festgelegt, die Beleuchtungsdauer betrug täglich 14 Stunden. Es wurden Osram Leuchtstoffröhren (58W/25) verwendet.

Als Nährlösung wurde die Weichwassernährlösung nach NOBEL (1980) verwendet. Bei einer Gesamthärte von 1°dH, einem pH-Wert von 5,8 und einer Leitfähigkeit von 30µS, entspricht sie weitgehend natürlichen Weichwasserbedingungen. Die Nährlösung wurde in Kautex-Behältern (60 l) angesetzt und kontinuierlich über eine Schlauchpumpe in die 35 Liter fassenden Versuchsbecken ein- und abgeleitet. Das Wasser wurde so alle zwei Tage vollständig ausgetauscht.

Für günstige Assimilationsbedingungen in den vier Versuchsbecken sorgte eine pH-abhängige CO₂-Dosierungseinrichtung, die über das Kontrollbecken gesteuert wurde. Bei Überschreitung des Soll-pH durch CO₂-Entzug bzw. Hydrogencarbonatassimilation, wurde in alle vier Versuchsbecken dieselbe Menge Kohlendioxid eingeleitet, bis der Soll-pH des Kontrollbeckens wieder erreicht war. Um einer Temperatureinschichtung in den Aquarien vorzubeugen, befand sich in jedem der Becken eine kleine Aquariumpumpe mit einem Wasserdurchsatz von 4,5 Litern pro Minute. Durch die hervorgerufene leichte Strömung in den Versuchsbecken wird zugleich der Grenzschichtwiderstand der Kohlendioxidaufnahme an den Blattoberflächen herabgesetzt.

2.2.2 Belastungsbedingungen

Variiert wurden lediglich der -Wert der Nährlösung - dies geschah mit 0,1n H₂SO₄ - und die Aluminiumkonzentration, die mit 0,1m AlCl₃-Lösung eingestellt wurde.

2.3 Vitalitätsbestimmung

Die Einflüsse der untersuchten Belastungsfaktoren wurden mit Nettophotosynthese- und Dunkelatmungsbestimmung sowie mit Wurzellängenmessungen erfaßt. Ergänzend wurden die morphologischen Veränderungen der Pflanzensprosse berücksichtigt.

Die Nettophotosyntheserate (NAR) der Pflanzen wurde über die elektrochemisch gemessene Sauerstoffproduktion bestimmt. Hierzu wurden die Pflanzen in eine verschließbare Polyacrylgasküvette eingebracht, in der zuvor der Sauerstoffpartialdruck durch Einblasen von Stickstoff auf 60 % des Sättigungswertes abgesenkt wurde. Der von den Pflanzen freigesetzte Sauerstoff geht so quantitativ in Lösung und kann mit der Sauerstoffelektrode kontinuierlich erfaßt werden.

Die Meßbedingungen entsprachen dabei exakt den Kultivierungsbedingungen (vgl. 2.2.1). Bezugsgröße für die Nettophotosyntheseleistung war das Trockengewicht (TG oder Frischgewicht (FG) der Pflanzen.

Als besonders sensibler Schädigungsparameter bei Aluminiumbelastung erwies sich das Wurzelwachstum. Bei Langzeitversuchen (max. 3 Wochen) wurden die Längen der am untersten Nodium der Pflanzensprosse inserierten Wurzeln gemessen. Bei Kurzzeitversuchen (max. 3 Tage) wurden die Wurzelspitzen in Millimeterabständen mit Tusche markiert und das Auseinanderweichen der Streckungszone bestimmt.

Alle Meßergebnisse werden als Mittelwerte (X) mit zugehöriger Standardabweichung (s) angegeben. Mittelwertvergleiche zwischen den Versuchsvarianten wurden nach erfolgter Varianzanalyse mit dem multiple-range Test nach Duncan durchgeführt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Nettophotosynthese, Phytomasse und Blatt-Schadsymptome

Nach LÄUCHLI & BIELESKI (1983) werden Versuche den jeweiligen Einfluß von pH-Wert und Aluminium festzustellen durch die geringe Löslichkeit von Aluminiumphosphat eingeschränkt, d.h. man ist gezwungen bei relativ niedrigen pH-Werten zu arbeiten, um Aluminium monomer- und damit biogen verfügbar- in Lösung zu halten. Deshalb ist es auch nicht sinnvoll Arten zusätzlich mit Aluminium zu belasten, die bereits äußerst säuresensibel sind.

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß eine Säurebelastung von pH 4 zu einer Absenkung der Photosyntheseleistung bei den vier untersuchten Arten führt. Dabei lassen sich zwei Reaktionstypen unterscheiden.

Der erste Reaktionstyp wird durch die Arten *Fontinalis antipyretica*, *Potamogeton polygonifolius* und *Sphagnum cuspidatum* charakterisiert. Bei den Arten des Reaktionstyps 1 stabilisiert sich die Nettophotosyntheseleistung nach drei Wochen bei ca. 50% der unbelasteten Referenzmessung. Optisch sind dabei keine Säureschäden festzustellen, auch bleibt die Regenerationsfähigkeit der Pflanzen vollständig erhalten. Bei *Sphagnum cuspidatum* sei aber auf die im unteren Meßbereich liegende Photosyntheseleistung hingewiesen, weshalb das Ergebnis trotz statistischer Signifikanz nicht überinterpretiert werden sollte.

Tab.1: Nettophotosynthese säurebelasteter Makrophyten. Die Mittelwertsunterschiede zwischen Kontrolle und Säurebelastung sind hochsignifikant (t-Test).

Pflanzenart	Belastung (Tage)	n	Photosynthese O ₂ (mg)*h ⁻¹ *l ⁻¹ *TG(g) ⁻¹			
			pH 6.5 Mittelw.	Std.abw.	pH 4.0 Mittelw.	Std.abw.
<i>P. polygonifolius</i>	21	6	14.2	2.9	6.2	1.1
<i>F. antipyretica</i>	21	10	14.5	1.0	7.2	1.1
<i>S. cuspidatum</i>	21	6	2.1	0.3	1.1	0.4
<i>M. alterniflorum</i>	14	5	8.0	0.8	abgestorben	

TREMP & KOHLER: Submerse Makrophyten

Bei *Myriophyllum alterniflorum* tritt bereits nach wenigen Tagen ein starker Chlorophylldefekt auf, wonach die Photosynthese vollständig zum Erliegen kommt. Dieser zweite Reaktionstyp tritt auch bei *Callitriche stagnalis* (hier nicht gezeigt) auf.

Hier wird bereits deutlich, daß es unter den bearbeiteten Makrophyten keine ausgesprochen 'acidophilen' Arten gibt. Diese Beobachtung machte bereits IVERSEN (1929), als er das Vorkommen von Wasserpflanzen mit dem pH-Wert von Gewässern in Verbindung brachte. Danach haben selbst saure Gewässer besiedelnde Wasserpflanzen ihren Verbreitungsschwerpunkt im circumneutralen bzw. schwach sauren Bereich. GESSNER (1959) spricht deshalb auch von der eury-aziden Wasserpflanzengesellschaft. Nur die individuelle Toleranzbreite der einzelnen Arten entscheidet daher über die direkten und indirekten Einwirkungen hoher Hydroniumionen-Konzentrationen.

Die zusätzliche Aluminiumbelastung im niedrigen Konzentrationsbereich hat offenbar keinen zusätzlich negativen Einfluß auf die Photosyntheserate. Erst bei überhöhten Aluminium-Konzentrationen liegt die Photosyntheseleistung der Pflanzen deutlich unterhalb der rein säurebelasteten Variante (Tab.2).

Tab.2: Nettophotosyntheseleistung der Arten *Ranunculus peltatus* und *Fontinalis antipyretica* bei vier Behandlungsvarianten und ¹drei- bzw. ²vierwöchiger Belastungszeit. Einfache Varianzanalyse - Mittelwertvergleiche nach DUNCAN. Der erste Versuch¹ wurde bei Beleuchtungsstärken von 20 000 Lux, der zweite ² bei 3000 Lux durchgeführt.

Nettophotosynth. O ₂ (mg)*h ⁻¹ *l ⁻¹ *TG(g) ⁻¹					
Fontinalis antipyretica ¹)		n	Mittelw.	Std. abw.	Mittelw.Vergleich
1	pH 6.5	10	14.5	1.0	1 mit 2 22.7***
2	pH 4.0	10	7.2	1.2	2 mit 3 0.6 n.s.
3	pH 4.0; Al 2.7mg*l ⁻¹	10	7.0	1.1	2 mit 4 9.0***
4	pH 4.0; Al 27mg*l ⁻¹	10	4.3	0.8	3 mit 4 8.4***
Fontinalis antipyretica ²)					
1	pH 6.5	7	8.0	1.2	1 mit 2 11.1***
2	pH 4.0; Al 0.67mg*l ⁻¹	7	5.2	0.4	2 mit 3 3.0*
3	pH 4.0; Al 1.3mg*l ⁻¹	7	4.4	0.5	2 mit 4 7.7***
4	pH 4.0; Al 2.7mg*l ⁻¹	7	3.2	0.4	3 mit 4 4.7**
Ranunculus peltatus ²)					
1	pH 6.5	7	8.1	1.1	1 mit 2 19.5***
2	pH 4.0; Al 0.67mg*l ⁻¹	6	3.2	0.3	2 mit 3 2.4 n.s.
3	pH 4.0; Al 1.3mg*l ⁻¹	7	2.6	0.4	2 mit 4 6.4***
4	pH 4.0; Al 2.7 mg*l ⁻¹	7	1.6	0.4	3 mit 4 4.1**

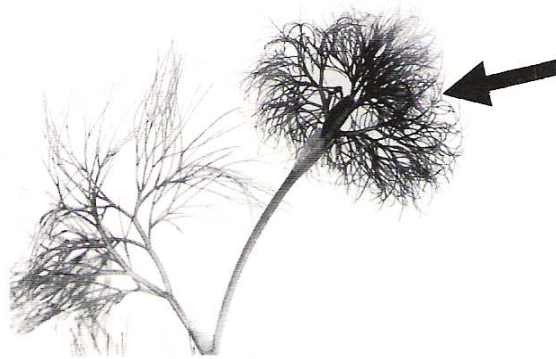


Abb.1: Symptome von Aluminiumbelastung. Schadbild *Ranunculus peltatus* nach zweiwöchiger Belastungszeit (pH 4.0, Al 1.35 mg·l⁻¹).

Betrachtet man jedoch die auf das Ausgangsgewicht (Versuchsbeginn) bezogene prozentuale Frischgewichtszunahme, wird der Einfluß niedriger Aluminiumkonzentrationen deutlich. So lag die Frischgewichtszunahme von *Fontinalis antipyretica* nach drei Wochen bei 67%, die der säurebelasteten Variante bei 44%. Die Aluminium-Variante 2.7mg·l⁻¹ erbrachte lediglich 11% Frischgewichtszunahme, die der hohen Aluminiumbelastung (27mg·l⁻¹) nur noch 1%. Phytomassezuwachs -ein robustes Vitalitätskriterium- wird durch die Nettophotosynthese-Messungen nicht, oder gar negativ registriert, da neu zuwachsende Sproßteile zunächst photosynthetisch wenig aktiv sind. Aluminiumtoxizität zeigt sich bei *Fontinalis antipyretica* demnach viel deutlicher in der Wachstumsminderung und nicht in einer Verringerung der Photosyntheseleistung. Während bei *Fontinalis* keine abnormen Wuchsänderungen durch Aluminiumbelastung hervorgerufen werden, zeigten die neu zuwachsenden Haarblätter bei *Ranunculus peltatus* auffällige Krümmungserscheinungen. Die Blattkrümmung geht mit einer Verringerung des Sproßwachstums einher, was im apikalen Sproßteil zu einer Art 'Hexenbesen' führt (Abb.1).

TREMP & KOHLER: Submerse Makrophyten



Abb.2: Symptome von Aluminiumbelastung. Schadbild *Potamogeton polygonifolius* nach zweiwöchiger Belastungszeit (pH 4.0, Al $2.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

Auch bei *Potamogeton polygonifolius* (Abb.2) traten bereits nach zweiwöchiger Belastungszeit deutliche Schadsymptome auf. Während die bereits ausgewachsenen Blätter zu Versuchsbeginn noch weich und biegsam sind, verlieren sie bei Aluminiumbelastung ($2.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) ihre Elastizität und werden zunehmend rigider. Jüngste Blätter, die sich gerade entrollen, zeigen innerhalb kürzester Zeit einen Zerfall des Blattzellgewebes und werden in der Folge nekrotisch (Abb.2).

Eine Erklärungsmöglichkeit dafür ist, daß Aluminium über die Bindung an Zellwand-Carboxylgruppen zu einem Elastizitätsverlust der Zellwände führt. Bei dem stärkeren Zellwachstum der jüngsten Blätter ist ein Zellwand- und Gewebeerfall die Folge. Auch die Beobachtung des ungeordneten Wachstums der Haarblätter bei *Ranunculus peltatus* kann so erklärt werden.

Die Erklärung der Symptome ist zwar rein hypothetisch, doch wurden gleichsinnige Beobachtungen an aluminiumbelasteten Grünalgen gemacht. Dabei wiesen Zellen der Gattung *Monoraphidium* bei Aluminiumkonzentrationen von $1.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ eine 56-prozentige Wachstumshemmung auf. Daneben konnte in ultrastrukturellen Untersuchungen nachgewiesen werden, daß die Zellwände dieser Art zerstört waren bzw. die Zellwand nicht ausgebildet wurde (TÖRNQVIST 1989).

Bei Aluminium-Belastungsversuchen von MAESSEN & al. (1992) an Wasserpflanzen traten die beschriebenen Schadsymptome nicht auf. Dabei muß bedacht werden, daß bei diesem Aquarienversuch mit Sediment und nicht mit an Glasringen befestigten wurzellosen Apikalsprossen gearbeitet wurde. Außerdem wurden die Pflanzen nicht umströmt, was den Massentausch (Protonendruck) an den Blattoberflächen stark vermindert.

Obwohl die Versuchsansätze nicht vergleichbar sind, konnten auch MAESSEN & al. (1992) zeigen, daß bei den Arten *Myriophyllum alterniflorum* und *Ranunculus peltatus* bei pH 4.0 nach fünfwöchigem Belastungszeitraum erste Absterbeerscheinungen auftreten und längerfristig beide Arten absterben.

3.2 Wurzelwachstum

Die akute Toxizität von Aluminium kann man am deutlichsten an der Hemmung des Wurzelwachstums erkennen. So konnte bei Kurzzeitversuchen (3 Tage) mit *Elodea canadensis* bei Aluminiumkonzentrationen von $0.25\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (pH 4.6) ein dreifach verringertes Wurzelspitzenwachstum bezüglich der Kontrolle (pH 4.6) nachgewiesen werden.

In einem 20-tägigen Belastungsversuch mit *Ranunculus peltatus* stellten die aluminiumbelasteten Pflanzen ($1.35\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) das Wurzelwachstum binnen fünf Tagen ein (Abb.3). Da ein Calcium/Aluminium-Antagonismus als Ursache für die verminderte Wurzelbildung in Frage kommt, wurden in zwei Behandlungsvarianten Molverhältnisse Aluminium zu Calcium von 1:5 und 1:50 angesetzt. Die am zwanzigsten Versuchstag angedeutete protektive Calciumwirkung ließ sich varianalytisch aber nicht absichern.

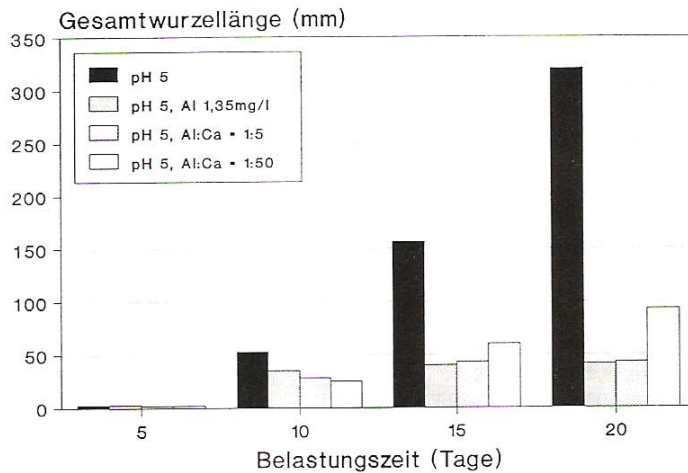


Abb.3: Wurzelentwicklung am untersten Nodium bei *Ranunculus peltatus* über einen Belastungszeitraum von 20 Tagen.

Die Wurzeln der untersuchten Arten wie *Ranunculus peltatus*, *Myriophyllum alterniflorum* und *Elodea canadensis* werden in Fließgewässern häufig im Freiwasser ausgebildet und nicht nur im Sediment. Besonders ins Auge fällt dies bei Schwaden von *Ranunculus peltatus*, dessen Überlebensstrategie es schließlich ist, das an der Schwadenbasis angesammelte Sediment immer aufs neue zu durchwurzeln, um Verluste an alten und weggerissenen Pflanzenteilen zu ersetzen. Gerade die hohe Regenerationsfähigkeit der Wurzeln bei der Gattung *Ranunculus* ermöglicht ihnen die Besiedlung stark strömender Fließgewässerbereiche, in denen sie auch bevorzugt anzutreffen sind. Steigende Aluminiumkonzentrationen in pufferschwachen Fließgewässern sind aufgrund dieser Überlegung auch für submerse Makrophyten ein ernstzunehmender ökologischer Faktor.

4 Zusammenfassung

In Aquarienversuchen wurden sieben Wasserpflanzenarten unter kontrollierten Bedingungen auf ihre Säure- und Aluminiumtoleranz geprüft. Säurebelastung (pH 4,0) führte bei allen Versuchspflanzen zu deutlich verringerten Nettophotosyntheseraten bezüglich der Referenzmessungen (pH 6,5). Es lassen sich zwei Reaktionstypen unterscheiden, bei einer Wasserpflanzengruppe stabilisierten sich die Photosyntheseraten nach drei Wochen bei ca. 50 % der unbelasteten Kontrollmessung - diese Arten bleiben regenerationsfähig, bei der anderen Gruppe tritt nach wenigen Tagen ein totaler Chlorophylldefekt auf - die Photosyntheseaktivität erlischt.

Aluminium hat weniger auf die Nettophotosyntheserate Einfluß als auf den Phytomassezuwachs, dieser Sachverhalt konnte an *Fontinalis antipyretica* demonstriert werden. Während bei dieser Art keine charakteristischen Schadbilder auftraten, zeigten die Arten *Potamogeton polygonifolius* und *Ranunculus peltatus* Symptome, die bei rein säurebelasteten Pflanzen nicht vorkamen.

Die Toxizität von Aluminium läßt sich außerdem über das deutlich verminderte Wurzelwachstum bei verschiedenen Makrophytenarten nachweisen. Die Schadwirkungen an unbewurzelten Wasserpflanzensprossen (MAESSEN et al. 1992) zeigen, daß die an Landpflanzen gewonnenen Erkenntnisse zur Aluminiumtoxizität nicht direkt auf submerse Makrophyten übertragen werden dürfen.

Aufgrund dieser Ergebnisse sollte Aluminium als ökologisch relevanter Belastungsfaktor auf submerse Pflanzengemeinschaften zukünftig stärker beachtet werden.

5 Literatur

- GESSNER, F. (1959): Hydrobotanik Band 2. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser, 701 S., Berlin (VEB-Verlag).
- GRAHN, O. (1977): Macrophyte succession in swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. *Water, Air and Soil Pollut.* 7: 295 - 305.
- IVERSEN, J. (1979). Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluß auf die Makrophytenvegetation. *Bot. Tidsskr.* 40: 277 - 327.
- KOHLER, A. & R. SCHOEN (1984): Versauerungsresistenz submerser Makrophyten - Erste Ergebnisse -. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), Materialien 1/74, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, 353 - 364; Berlin (Erich Schmidt Verlag).
- LÄUCHLI, A. & R. L. BIELESKI (1983): Encyclopedia of plant nutrition. Inorganic plant nutrition. 696 - 699; New York (Springer Verlag).
- MAESSEN, M., J. G. M. ROELOFS, M. J. S. BELLEMAKERS, G. M. VERHEGGEN (1992): The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. *Aquatic Botany* 43: 115 - 127.

4 Zusammenfassung

In Aquarienversuchen wurden sieben Wasserpflanzenarten unter kontrollierten Bedingungen auf ihre Säure- und Aluminiumtoleranz geprüft. Säurebelastung (pH 4,0) führte bei allen Versuchspflanzen zu deutlich verringerten Nettophotosyntheseraten bezüglich der Referenzmessungen (pH 6,5). Es lassen sich zwei Reaktionstypen unterscheiden, bei einer Wasserpflanzengruppe stabilisierten sich die Photosyntheseraten nach drei Wochen bei ca. 50 % der unbelasteten Kontrollmessung - diese Arten bleiben regenerationsfähig, bei der anderen Gruppe tritt nach wenigen Tagen ein totaler Chlorophylldefekt auf - die Photosyntheseaktivität erlischt.

Aluminium hat weniger auf die Nettophotosyntheserate Einfluß als auf den Phytomassezuwachs, dieser Sachverhalt konnte an *Fontinalis antipyretica* demonstriert werden. Während bei dieser Art keine charakteristischen Schadbilder auftraten, zeigten die Arten *Potamogeton polygonifolius* und *Ranunculus peltatus* Symptome, die bei rein säurebelasteten Pflanzen nicht vorkamen.

Die Toxizität von Aluminium läßt sich außerdem über das deutlich verminderte Wurzelwachstum bei verschiedenen Makrophytenarten nachweisen. Die Schadwirkungen an unbewurzelten Wasserpflanzen sprossen (MAESSEN et al. 1992) zeigen, daß die an Landpflanzen gewonnenen Erkenntnisse zur Aluminiumtoxizität nicht direkt auf submerse Makrophyten übertragen werden dürfen.

Aufgrund dieser Ergebnisse sollte Aluminium als ökologisch relevanter Belastungsfaktor auf submerse Pflanzengemeinschaften zukünftig stärker beachtet werden.

5 Literatur

- GESSNER, F. (1959): Hydrobotanik Band 2. Die physiologischen Grundlagen der Pflanzenverbreitung im Wasser, 701 S., Berlin (VEB-Verlag).
- GRAHN, O. (1977): Macrophyte succession in swedish lakes caused by deposition of airborne acid substances. Water, Air and Soil Pollut. 7: 295 - 305.
- IVERSEN, J. (1979). Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluß auf die Makrophytenvegetation. Bot. Tidsskr. 40: 277 - 327.
- KOHLER, A. & R. SCHOEN (1984): Versauerungsresistenz submerser Makrophyten - Erste Ergebnisse -. In: Umweltbundesamt (Hrsg.), Materialien 1/74, Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, 353 - 364; Berlin (Erich Schmidt Verlag).
- LÄUCHLI, A. & R. L. BIELESKI (1983): Encyclopedia of plant nutrition. Inorganic plant nutrition. 696 - 699; New York (Springer Verlag).
- MAESSEN, M., J. G. M. ROELOFS, M. J. S. BELLEMAKERS, G. M. VERHEGGEN (1992): The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plants from poorly buffered environments. Aquatic Botany 43: 115 - 127.

TREMP & KOHLER: Submerse Makrophyten

- MILLER, G. E., I. WILE, G. G. HITCHIN (1983): Patterns of accumulation of selected metals in members of the soft water makrophyte flora of central Ontario lakes. *Aquat. Bot.* 15: 53 - 64.
- ROELOFS, J. G. M., J. A. A. R. SCHUURKES, A. J. M. SMITS (1984): Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters: Experimental studies. *Aquat. bot.* 18: 389 - 411.
- SPRENGER, M. & A. MCINTOSH (1989): Relationship between concentrations of aluminium, cadmium, lead and zinc in water, sediments and aquatic macrophytes in six acidic lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 225 - 231.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952): The persistence of aquatic plants to extreme pH values. *Physiol. Plant.* 5: 211 - 217.
- TÖRNQVIST, L. (1989): Ultrastructural changes and altered localisation of acid phosphatases in *Monoraphidium* and *Stichococcus* cells (Chlorophyceae) influenced by aluminium. *Environmental and Experimental Botany* 29(4): 457 - 265.
- YAN, N. D., G. E. MILLER, I. WILE, G. G. HITCHIN (1985): Richness of aquatic macrophyte floras of soft water lakes of differing pH and trace metal content in Ontario, Canada. *Aquat. Bot.* 23: 27 - 40.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. A. Kohler und H. Tremp
Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie
Universität Hohenheim (320)
Postfach 70 05 62
70593 Stuttgart