

Pflanzen

Beeinflusst die Bewirtschaftung das Wasser-Kreuzkraut?

Matthias Suter und Andreas Lüscher, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich
Auskünfte: Matthias Suter, E-Mail: matthias.suter@art.admin.ch, Fax +41 44 377 72 01, Tel. +41 44 377 75 90

Zusammenfassung

Das für Rindvieh und andere Nutztiere giftige Wasser-Kreuzkraut (*Senecio aquaticus* Hill) scheint in letzter Zeit vermehrt im landwirtschaftlichen Grasland aufzutreten. Eine weitere Ausbreitung ist unbedingt zu verhindern. Hierzu beschrieben wir typische Habitateigenschaften von *S. aquaticus* und untersuchten, wie das Vorkommen der Art durch die Bewirtschaftung beeinflusst werden kann. Im Schweizer Mittelland und am Alpennordrand wurden gemeldete Parzellen mit *S. aquaticus* aufgesucht und mit benachbarten Parzellen verglichen, in denen die Art nicht vorkam. Für alle Parzellen wurden Bodenproben entnommen sowie die Vegetation und die Nutzung (Mahd, Weide, Düngung) erfasst.

Das grösste Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* zeigten lückige, geneigte und feuchte Flächen mit geringer Stickstoff-Düngung, die in den letzten 15 Jahren weniger intensiv genutzt worden waren als zuvor. Nutzungsänderungen verursachen Änderungen der Artenzusammensetzung, was oft zu Lücken im Bestand führt. *S. aquaticus* muss vom vermehrten Auftreten solch offener Stellen profitiert haben.

Eine weitere Ausbreitung von *S. aquaticus* kann nachhaltig verhindert werden durch das Vermeiden von Grasnarbenschäden, durch das Fördern einer dichten Grasnarbe und durch die konsequente Bekämpfung, wenn erste Individuen im Bestand auftreten.

In der Schweiz und im nahen Ausland wurde dem Wasser-Kreuzkraut (*Senecio aquaticus* Hill) in den letzten Jahren vermehrt Beachtung geschenkt (Bosshard *et al.* 2003). Die Art ist für Rindvieh und andere Nutztiere giftig, eine weitere Ausbreitung in landwirtschaftliches Grasland ist deshalb zu verhindern. *S. aquaticus* ist in der Schweiz heimisch und besiedelt vor allem feuchte Habitate. Oft wächst sie in ehemaligen, drainierten Flachmooren, die heute bewirtschaftet werden (Dierschke und Briemle 2002). Eine Zunahme von *S. aquaticus* könnte mit Veränderungen in der Bewirtschaftung zusammenhängen. Um Zeit und Geld zu sparen werden heute vielerorts Parzellen mit ungünstiger Topographie und/oder Bodenbedingungen weniger intensiv bewirtschaftet als bisher. Solche Veränderungen beeinflussen sowohl das Auftreten von einzelnen Arten als auch die botanische Zusammensetzung der Bestände. Der Einfluss dieser Prozesse auf die Verbreitung von Problempflanzen ist weitgehend unbekannt.

Wasser-Kreuzkraut im Grasland: Datenerhebung

Um den Einfluss der Bewirtschaftung auf das Vorkommen von *S. aquaticus* zu beurteilen, wurden im Sommer 2005 landwirtschaftlich genutzte Parzellen mit *S. aquaticus* aufgesucht, die uns von landwirtschaftlichen Beratern gemeldet worden waren (Abb. 1). In der unmittelbaren Umgebung einer Kreuzkraut-



Abb. 1. *Senecio aquaticus* in einem Grasbestand. Bereits kleine Individuen tragen Blüten und bilden Samen. (Foto: Rafael Gago, Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus AGFF)

Fläche wurde als Vergleich eine weitere Parzelle ohne *S. aquaticus* mit möglichst ähnlichen Standorteigenschaften beispielsweise im Bezug auf die Exposition und die Neigung ausgewählt. Die beiden Parzellen mit respektive ohne *S. aquaticus* konnten sich allerdings in der Nutzung unterscheiden. Das Aufnahme-Design entsprach einer gepaarten Case-Control-Studie (Agresti 2002) mit total 72 Parzellen, die sich im Schweizer Mittelland und dem Alpennordrand auf 420 bis 1120 m ü. M. befanden.

In jeder Parzelle wurde auf einer repräsentativen Fläche von fünf mal fünf m² eine Vegetationsaufnahme durchgeführt und die Lückigkeit der Grasnarbe geschätzt. Weiter wurden die beiden Umweltvariablen Neigung und Exposition gemessen (Tab. 1A) und eine Bodenprobe entnommen (13 Einstiche pro Aufnahmefläche, 0 bis 10 cm). Die Bodenproben wurden gemäss den Referenzmethoden von Agroscope FAL Reckenholz (1999) auf die Hauptnährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium sowie den pH und die Körnung analysiert (Tab. 1B). Durch Befragung der Bewirtschafter erfassten wir den Nutzungstyp (Mähwiese oder Weide) und die Düngung (Gülle, Mist oder Mineraldünger). Aus diesen Angaben wurde nach Walther *et al.* (2001) der applizierte, pflanzenverfügbare Stickstoff berechnet ($N_{\text{verfügbar}}$ gedüngt). Auch Nutzungsänderungen und Störungen in den letzten 15 Jahren, wie zum Beispiel der Bau von Drainagen, wurden festgehalten (Tab. 1C). Die Nutzungsintensität (Anzahl Nutzungen) wurde erhoben, aber in der Auswertung nicht berücksichtigt, da diese Variable mit $N_{\text{verfügbar}}$ gedüngt hoch korreliert war.

Geringe Düngung

Einen entscheidenden Einfluss auf das Vorkommen von *S. aquaticus* hatte die Stick-

Tab. 1. Mittelwert (Minimum; Maximum) beziehungsweise Frequenz der erfassten Umwelt- und Bewirtschaftungsvariablen. Der Einfluss der Variablen auf das Vorkommen von *Senecio aquaticus* wurde mittels logistischer Regression analysiert (siehe Tab. 2).

Variable	Einheit oder Klassen	Flächen mit <i>S. aquaticus</i> *	Flächen ohne <i>S. aquaticus</i> **
A) Umwelt			
Neigung	%	23,9 (0; 75,0)	16,5 (0; 63,0)
Exposition	Norden	14	12
	Osten	9	8
	Süden	5	7
	Westen	4	6
	Keine (Neigung 0)	3	4
B) Boden			
Phosphor-CO ₂ †	ppm P	0,9 (0,1; 4,8)	0,7 (0,1; 1,8)
Kalium-CO ₂ †	ppm K	9,4 (2,5; 34,9)	9,3 (2,5; 49,0)
Magnesium-CaCl ₂ ††	ppm Mg	103,9 (22,0; 458,0)	97,8 (32,0; 271,0)
Phosphor-AAE †	ppm P	27,0 (2,9; 134,8)	28,0 (3,1; 117,2)
Kalium-AAE †	ppm K	82,6 (34,8; 216,6)	90,1 (33,6; 416,4)
Magnesium-AAE †	ppm Mg	147,5 (28,3; 845,7)	141,3 (36,0; 384,1)
Calcium-AAE †	ppm Ca	3'136,3 (959; 7277)	2'660,9 (693; 6445)
pH (H ₂ O Lösung)	-	5,9 (5,1; 7,2)	5,8 (4,9; 7,9)
C-organisch	%	4,8 (1,7; 31,9)	4,0 (2,0; 18,7)
Ton	%	22,1 (15,5; 37,5)	21,7 (14,0; 41,5)
Schluff	%	31,5 (19,6; 46,9)	30,5 (17,5; 44,5)
Sand	%	38,2 (3,0; 58,1)	40,9 (13,7; 58,9)
C) Bewirtschaftung und Vegetation			
Stickstoff verfügbar gedüngt kg N / ha und Jahr		31,7 (0; 103,6)	72,1 (0; 175,6)
Anzahl Nutzungen	-	3,0 (2; 5)	3,6 (1; 5)
Nutzungstyp	Mahd	29	32
	Weide	6	5
Veränderung der Nutzungsintensität	Keine	21	33
	Verminderung	11	3
	Erhöhung	3	1
Störungen	Nein	22	28
	Ja	13	9
Lückigkeit	Gering (< 5%)	24	33
	Hoch (5 - 25 %)	11	4

* n = 35; ** n = 37

† CO₂-Extraktion; †† CaCl₂-Extraktion; † Ammonium-Acetat-Extraktion

Datenanalyse

Der Einfluss der Bewirtschaftungs- und Umweltvariablen auf das Vorkommen von *S. aquaticus* wurde mittels logistischer Regression analysiert. Die Zielvariable war die Präsenz beziehungsweise die Absenz von *S. aquaticus*; der Einfluss der in der Tabelle 1 aufgeführten Variablen auf die Zielvariable wurde mittels Vorwärtsselektion getestet. Aus der Regressionsanalyse wurde das relative Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* berechnet. Das relative Risiko gibt das Verhältnis der Auftretenswahrscheinlichkeit der Art für zwei Stufen einer Umweltvariablen wie zum Beispiel geringe respektive hohe Lückigkeit an (Agresti 2002). Für die Gruppen mit respektive ohne *S. aquaticus* wurden die Kennarten mit dem «Indicator value of species» (Ind-Val) bestimmt (Dufréne und Legendre 1997). Der Ind-Val liegt zwischen 0 und 1; er wird für jede Art berechnet und erreicht das Maximum, wenn eine Art in allen Flächen der einen Gruppe und nie in der andern Gruppe vorkommt, hier in Flächen mit respektive ohne *S. aquaticus*. Die Signifikanz des Ind-Val wurde mit einem Permutationstest geprüft (1000 Permutationen). Schliesslich wurden für die beiden Gruppen mit und ohne *S. aquaticus* die durchschnittlichen Zeigerwerte nach Landolt (1977) berechnet. Unterschiede zwischen diesen Gruppen wurden mit dem Wilcoxon-Rangsummentest getestet.

Tab. 2. Umwelt- und Bewirtschaftungsvariablen mit relevanten Effekten auf das Vorkommen von *Senecio aquaticus*. Die Variablen wurden mittels logistischer Regression und Vorwärtsselektion getestet. Das relative Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* ergibt sich aus dem Vergleich jeder einzelnen Variable mit dem Achsenabschnitt (Agresti 2002).

Variable	Regressions-Koeffizient β	Relatives Risiko $\exp(\beta)$	p -Wert
Achsenabschnitt (Intercept) *	-1,871		
N _{verfügbar} gedüngt	-0,020	0,38 †	0,023
Verminderung der Nutzungsintensität	1,893	6,64	0,035
Erhöhung der Nutzungsintensität	2,072	7,94	0,124
Neigung	4,963	2,70 ††	0,022
Ca-AAE	0,0004	1,49 ‡	0,034
Lückigkeit: Hoch (5 - 25 %)	1,591	4,91	0,043
R ²			0,480

* Der Achsenabschnitt repräsentiert Grasland mit 0 % Neigung, das mit N_{verfügbar} von 50 kg / ha und Jahr gedüngt und auf dem die Nutzungsintensität nicht verändert wurde; weitere Eigenschaften sind ein Calcium-AAE-Gehalt von 3000 ppm und geringe Lückigkeit (< 5 %).

† Relatives Risiko im Vergleich zum Achsenabschnitt für das Auftreten von *S. aquaticus* bei 100 kg N / ha und Jahr

†† Relatives Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* bei einer Neigung von 20 %

‡ Relatives Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* bei Calcium-AAE von 4000 ppm

stoff-Düngung. Auf Parzellen, die mit 100 kg N pro ha und Jahr gedüngt wurden, war das Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* etwa dreimal geringer als auf Parzellen, die 50 kg N pro ha und Jahr erhielten (Relatives Risiko = 0,38; Tab. 2). Hohe Stickstoffgaben und Nutzungsintensitäten fördern schnellwachsende Arten mit hoher Konkurrenzkraft (Campbell und Grime 1992); unter solchen Bedingungen bildet sich meist eine dichte Grasnarbe. Die Kennarten für die Parzellen ohne *S. aquaticus* waren Arten der intensiv bewirtschafteten Wiesen (Dietl und Jorquera 2003), wie Gemeiner Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*) und Gemeines Knautgras (*Dactylis glomerata*; Tab. 3). Wir schließen daraus, dass hohe Konkurrenz und ein dichter Bestand die Keimung und Etablierung von *S. aquaticus* vermindern.

Veränderung der Nutzung

Parzellen, auf denen in den letzten 15 Jahren die Nutzungsintensität vermindert wurde,

zeigten ein gut sechsmal höheres Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* als Parzellen, deren Nutzung nicht verändert wurde (Relatives Risiko = 6,64; Tab. 2). Eine Erhöhung der Nutzungsintensität hatte einen ähnlichen Effekt zur Folge, dieser war aber nicht signifikant, da nur vier Parzellen mit erhöhter Intensität gefunden wurden. Veränderungen der Vegetationszusammensetzung nach einer Verminderung der Nutzungsintensität sind oft gezeigt worden (Marriott *et al.* 2002). Arten, die mit weniger Nährstoffen auskommen, nehmen überhand und können schnell wachsende Arten verdrängen (Koutroubas *et al.* 2000). In unserem Fall muss die Veränderung des Bestandes die Etablierung von *S. aquaticus* gefördert haben. Während des Veränderungsprozesses bei Extensivierung aber auch bei Intensivierung ist das Auftreten von Lücken sehr wahrscheinlich. *S. aquaticus* mit seiner grossen Anzahl flugfähiger Samen konnte sich in diesen Nischen ausbreiten (Forbes 1976).

Feuchte, steile Flächen mit Lücken im Bestand

Die Neigung war ein weiterer signifikanter Faktor für das Auftreten von *S. aquaticus*. Steile Parzellen, in dieser Untersuchung zum Beispiel mit 20 % Neigung, hatten ein fast dreimal so hohes Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* als ebene Parzellen (relatives Risiko = 2,70; Tab. 2). Die Neigung ist ein Umweltfaktor, der das Vorhandensein von Pflanzenarten indirekt bestimmt, indem an steilen Orten zum Beispiel der Einstrahlungswinkel und die Bodenwasserhältnisse anders sind als auf ebenem Land. Steile Flächen, die landwirtschaftlich bewirtschaftet werden, haben ein erhöhtes Risiko für Grasnarbenverletzungen, sei es durch Tritt bei Beweidung oder durch Fahrspuren bei Mahd. Die entstehenden Lücken weisen gute Bedingungen für Keimung und Etablierung von Pflanzen auf (Silvertown und Smith 1989). Dass solche Lücken für *S. aquaticus* wichtig sind (Abb. 2), wurde auch für die untersuchten Flächen gezeigt: Parzellen mit ho-

her Lückigkeit von 5 bis 25 % hatten ein etwa fünfmal höheres Risiko für das Auftreten von *S. aquaticus* als Parzellen mit geringer Lückigkeit (relatives Risiko = 4,91; Tab. 2).

Der durchschnittliche Zeigerwert für Feuchtigkeit war für die Parzellen mit *S. aquaticus* mit 3,3 signifikant höher als für Parzellen ohne *S. aquaticus* mit 3,1 (Tab. 4). In Übereinstimmung fanden sich in der Gruppe mit *S. aquaticus* Indikatorarten, die feuchte Bedingungen anzeigen (Landolt 1977), so zum Beispiel die Flatter-Binse (*Juncus effusus*), Moor-Spierstaude (*Filipendula ulmaria*), Kohldistel (*Cirsium oleraceum*) und das Hain-Vergissmeinnicht (*Myosotis nemorosa*; Tab. 3). Gemäss der Kennartenanalyse traten diese Arten häufig mit *S. aquaticus* auf und unterstreichen die Bedeutung von feuchten Habitaten für das Vorkommen der Art.

Habitate früher und heute

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass *S. aquaticus* häufig auf geneigten, feuchten und lückigen Flächen vorkam, die wenig gedüngt und zwei- oder dreimal genutzt wurden. Eine Nutzungsänderung förderte zusätzlich das Auftreten, vor allem eine Verminderung der Intensität. Vegetationsaufnahmen zwischen 1950 und 1980 zeigen das Vorkommen von *S. aquaticus* in drainierten und kultivierten Feuchtgebieten (Dierssen und Dierssen 2001; Dierschke und Briemle 2002); diese Flächen wurden leicht gedüngt und jährlich ein- oder zweimal gemäht. Daraus lässt sich schliessen, dass *S. aquaticus* früher ähnliche Habitate besiedelte wie heute.

Breite Nische

Unsere Untersuchung zeigt, dass *S. aquaticus* heute auch auf Flächen mit mittlerer bis

Tab. 3. Kennarten für die Gruppen mit und ohne *Senecio aquaticus* (Sa), berechnet mit dem «Indicator value of species» (Ind-Val) nach Dufrêne und Legendre (1997), basierend auf der prozentualen Deckung der Arten. Es sind nur Arten mit Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0,01$ aufgeführt.

Kennarten	Vorkommen der Arten (Anzahl Flächen)		Mittlere Deckung der Arten (%)		Ind- Val	p-Wert
	mit Sa †	ohne Sa ‡	mit Sa †	ohne Sa ‡		
Gruppe mit <i>S. aquaticus</i>:						
<i>Senecio aquaticus</i>	35	0	6,5	0,0	1,00	< 0,001
<i>Cynosurus cristatus</i>	19	7	4,8	0,8	0,46	< 0,001
<i>Juncus effusus</i>	11	1	0,8	0,0	0,31	< 0,001
<i>Filipendula ulmaria</i>	10	2	0,7	0,0	0,28	0,003
<i>Festuca rubra</i>	27	19	11,3	5,9	0,51	0,004
<i>Trifolium pratense</i>	29	17	4,0	2,6	0,50	0,004
<i>Cirsium oleraceum</i>	8	1	0,3	0,0	0,22	0,004
<i>Myosotis nemorosa</i>	11	2	0,6	0,1	0,28	0,005
<i>Lathyrus pratensis</i>	15	6	0,8	0,2	0,35	0,006
<i>Lotus corniculatus</i>	13	5	1,2	0,2	0,33	0,006
Gruppe ohne <i>S. aquaticus</i>:						
<i>Taraxacum officinale</i> aggr.	26	34	2,4	7,2	0,69	< 0,001
<i>Ranunculus repens</i>	11	24	1,3	5,4	0,52	< 0,001
<i>Dactylis glomerata</i>	22	32	3,4	10,6	0,66	0,008

† n = 35; ‡ n = 37



Abb. 2. In Lücken gekeimte Rosetten von *Senecio aquaticus*. (Foto: Rafael Gago, Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaus AGFF)

Tab. 4. Durchschnittliche Zeigerwerte nach Landolt (1977) für die Gruppen mit und ohne *Senecio aquaticus* (Sa); - 1 = tief, 5 = hoch

Zeigerwert	mit Sa	ohne Sa	p-Wert der Differenz [†]
Feuchtezahl	3,3	3,1	0,006
Reaktionszahl	2,9	3,0	0,079
Nährstoffzahl	3,5	3,7	0,001

[†] Wilcoxon-Rangsummentest

hoher Nutzungsintensität vorkommen kann. Wohl war die durchschnittliche Nährstoffzahl auf Parzellen mit *S. aquaticus* (3,5) signifikant tiefer als auf Flächen, wo die Art nicht vorkam (3,7; Tab. 4). Ein Zeigerwert von 3,5 auf Flächen mit *S. aquaticus* deutet aber bereits auf eine gute Nährstoffversorgung hin. Wir fanden *S. aquaticus* zum Beispiel in vier Parzellen, die 80 bis 100 kg N_{verfügbar} pro ha und Jahr erhielten und drei- bis fünfmal genutzt wurden (Tab. 1). Einmal etabliert, vermag sich die Art mit moderatem oder häufigem Schnitt zu halten, weil sie verhältnismässig wenige Ressourcen in die Stängel und viel in die Rosetten investiert, die durch Mahd oder Beweidung kaum beeinträchtigt werden. Dies zeigen auch Untersuchungen von weiteren *S. aquaticus*-Flächen, die nicht in unser Datenset aufgenommen wurden, da sie mit Herbiziden behandelt worden waren (Cornel J. Stutz, ART, unveröffentlichte Daten). Obwohl diese Flächen drei- bis fünfmal pro Jahr genutzt wurden, waren vor der Herbizidapplikation mehr als fünf Individuen von *S. aquaticus* pro m² zu finden.

Der Nutzungstyp (Mahd oder Weide) hatte keinen signifikanten Einfluss auf das Vorkommen von *S. aquaticus*. Das heisst, dass *S. aquaticus* unter einem ziemlich breiten Spektrum von Bewirtschaftungen wach-

sen kann und dass es schwierig sein wird, die Art nur durch einen Wechsel von Beweidung zu Mahd oder umgekehrt zu beeinflussen. Wir schliessen daraus, dass *S. aquaticus* eine vergleichsweise breite Nische bezüglich Nutzungstypen und -intensitäten hat und insbesondere, dass die Art unter mittleren Nährstoffbedingungen und sogar häufigem Schnitt noch aufkommt. Dies ist beim Jakobs-Kreuzkraut (*S. jacobaea*) anders, das durch Schnitt wirksam kontrolliert werden kann. Im Gegensatz zu *S. aquaticus* trat in einer vergleichbaren Untersuchung *S. jacobaea* bei mehr als zwei Schnittnutzungen nicht mehr auf (Siegrist-Maag *et al.* 2005).

S. aquaticus in Ausgleichsflächen?

18 der 72 untersuchten Parzellen waren ökologische Ausgleichsflächen (öAF): elf mit und sieben ohne *S. aquaticus*. Auf der Mehrheit der öAF mit *S. aquaticus* wurde in den letzten 15 Jahren die Nutzungsintensität verändert. Das Auftreten von *S. aquaticus* in diesen Parzellen kann deshalb mit Vegetationsveränderungen erklärt werden und muss nicht mit den ökologischen Ausgleichsflächen *per se* zusammenhängen. *S. aquaticus* tritt in den traditionellen, nicht gedüngten Feuchtfeldern mit einem Herbstschnitt typischerweise nicht auf (Ellenberg 1996; Wittig 1999). Es lässt sich ableiten, dass es sich in neu ausgeschiedenen ökologischen Ausgleichsflächen lohnt, auf die Entwicklung der Bestände zu achten, insbesondere auf das Auftreten von Problempflanzen wie *S. aquaticus*. Der Pflanzenbestand passt sich an die neue, meist weniger intensive Nutzung an, und es kann angebracht sein, Arten einzusäen um das Entstehen von Lücken zu minimieren.

Bekämpfung

S. aquaticus kann sich auch auf Flächen mit mittlerer Düngungs- und Nutzungsintensität mit drei bis fünf Nutzungen halten. Eine Erhöhung der Nutzungsintensität ist deshalb eine fragwürdige Strategie um *S. aquaticus* zu bekämpfen, zumal eine intensivere Nutzung auf vielen Flächen nicht möglich ist, sei es infolge ungünstiger Topografie (starke Neigung) oder schwieriger Bodenbedingungen (schwere, feuchte Böden). Unsere Untersuchung zeigte, dass Lückigkeit und damit verbundene Faktoren wie Nutzungsänderungen und Neigung einen grossen Einfluss auf das Vorkommen von *S. aquaticus* haben. Der Minimierung von Grasnarbenschäden kommt deshalb eine besondere Bedeutung zu. Im Fall von Weide kann dies erreicht werden durch eine angepasste Besatzdichte und durch den Verzicht auf Weidegänge bei sehr nassem Wetter. Die Pflege der Parzellen, zum Beispiel das Mähen von Problempflanzen, sollte ein hohes Gewicht haben. Unsere Resultate lassen den Schluss zu, dass besonders auf die erste, empfindliche Phase bei Bestandesveränderungen geachtet werden soll. *S. aquaticus* sollte bereits in der Frühphase der Etablierung angegangen werden, wenn auf einer Parzelle erst wenige Individuen auftreten, die durch Ausreissen oder Einzelstockbehandlung mit Herbiziden noch einfach zu bekämpfen sind.

Literatur

- Agresti A., 2002. Categorical data analysis, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York, US. 710 S.
- Agroscope FAL Reckenholz, 1999. Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Band 1: Bodenuntersuchung zur Düngeberatung. Eidg. Forschungsanstalten FAL-RAC-FAW, Zürich, Schweiz.

- Bosshard A., Joshi J., Lüscher A. & Schaffner U., 2003. Jakobs- und andere Kreuzkraut-Arten: eine Standortbestimmung. *Agrarforschung* **10** (6), 231-235.
- Campbell B.D. & Grime J.P., 1992. An experimental test of plant strategy theory. *Ecology* **73** (1), 15-29.
- Dierschke H. & Briemle G., 2002. Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Ulmer, Stuttgart. 239 S.
- Dierssen K. & Dierssen B., 2001. Moore. Ulmer, Stuttgart. 230 S.
- Dieltz W. & Jorquera M., 2003. Wiesen- und Alpenpflanzen. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schweiz. 651 S.
- Dufrière M. & Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67** (3), 345-366.
- Ellenberg H., 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, 5. Ed. Ulmer, Stuttgart. 1095 S.
- Forbes J.C., 1976. Influence of management and environmental factors on the distribution of the marsh ragwort (*Senecio aquaticus* Huds.) in agricultural grassland in Orkney. *Journal of Applied Ecology* **13** (3), 985-990.
- Koutroubas S.D., Veresoglou D.S. & Zounos A., 2000. Nutrient use efficiency as a factor determining the structure of herbaceous plant communities in low-nutrient environments. *Journal of Agronomy and Crop Science* **184** (4), 261-266.
- Landolt E., 1977. Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veröffentlichungen Geobotanisches Institut ETH* **64**, 1-208.
- Marriott C.A., Bolton G.R., Bartram G.T., Fisher J.M. & Hood K., 2002. Early changes in species composition of upland sown grassland under extensive grazing management. *Applied Vegetation Science* **5** (1), 87-98.
- Siegrist-Maag S., Suter M. & Lüscher A., 2005. Bewirtschaftung und Jakobs-Kreuzkraut – ein Zusammenhang? *Agrarforschung* **12** (9), 398-403.
- Silvertown J. & Smith B., 1989. Mapping the microenvironment for seed germination in the field. *Annals of Botany* **63** (1), 163-168.
- Walther U., Ryser J.-P. & Fleisch R., 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* **8** (6), 1-80.
- Wittig B., 1999. Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen über nordwestdeutsche Kleinseggen-Sümpfe. Cramer, Stuttgart. 207 S.

RÉSUMÉ

Le mode d'exploitation des prairies influence-t-il la présence du séneçon aquatique?

En Suisse et dans les régions limitrophes, l'attention prêtée au séneçon aquatique (*Senecio aquaticus* Hill) s'est renforcée ces dernières années. Une expansion supplémentaire de cette plante toxique dans les herbages utilisés pour l'affouragement du bétail est à éviter. Notre étude décrit des caractéristiques typiques de l'habitat de *S. aquaticus* et montre comment la présence de cette espèce peut être influencée par le mode d'exploitation des herbages.

Une enquête a tout d'abord été conduite dans les régions suisses du Plateau et du versant nord des Alpes afin de localiser des parcelles agricoles colonisées par *S. aquaticus*. Ces parcelles ont été comparées avec des parcelles avoisinantes ne contenant pas l'espèce. Leur composition botanique et les caractéristiques de leur sol ont été relevées, ainsi que leur mode d'exploitation (fauche, pâture, fumure) qui nous a été décrite par les exploitants.

Les parcelles humides, celles recevant moins d'engrais, celles en pente et avec un gazon lacuneux, ainsi que celles dont l'intensité d'exploitation a été diminuée durant ces 15 dernières années, ont montré un risque plus élevé d'être colonisées par *S. aquaticus*. Les changements d'utilisation engendrent une modification de la composition botanique qui est souvent accompagnée de la formation de lacunes dans le gazon. *S. aquaticus* doit avoir profité de ces ouvertures pour s'établir dans les parcelles.

La lutte contre *S. aquaticus* doit s'effectuer sur plusieurs plans en parallèle et de manière durable, en évitant les dommages au gazon, en favorisant une forte densité du gazon des herbages et en luttant de manière conséquente dès l'apparition des premiers individus.

SUMMARY

Senecio aquaticus – Can the occurrence be influenced by management practice?

Senecio aquaticus Hill (marsh ragwort) is a poisonous weed in grasslands of various countries (e.g. Great Britain and Central European states); its further spread into farmland must be prevented. This study provides information on habitat preferences of *S. aquaticus* and reveals how management practice can influence the occurrence of the species.

In a survey conducted in the northern and central part of Switzerland, botanical assessments were carried out on grassland plots containing *S. aquaticus* and on neighbouring plots without *S. aquaticus*. On all plots, we analysed the soil nutrients and the details of management practice, such as type and intensity of management and fertiliser application.

The most important factors influencing *S. aquaticus* were related to management practice. There was a high risk for occurrence of the species with low nitrogen fertilisation, with a decrease of management intensity in the preceding 15 years, high inclination, and gaps in the sward. The change of vegetation composition caused by the decrease in management intensity most probably provided gaps in the sward, which were colonised by *S. aquaticus*.

For long-term control of *S. aquaticus*, we suggest promoting dense swards, preventing sward damage as much as possible, and controlling the species when it first arrives on a parcel.

Key words: *Senecio aquaticus*, nitrogen applied, changes in management intensity, openness of sward, indicator species