

**Zeitschrift:** Berichte des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel

**Band:** 52 (1985)

**Artikel:** Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland? : Short-term changes in unmown swamp meadows in the Swiss Midlands

**Autor:** Gigon, Andreas / Bocherens, Yves

**DOI:** <https://doi.org/10.5169/seals-377731>

### **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

### **Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

### **Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

**Download PDF:** 19.10.2024

**ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>**

## Wie rasch verändert sich ein nicht mehr gemähtes Ried im Schweizer Mittelland?

### Short-term changes in unmown swamp meadows in the Swiss Midlands

von

Andreas GIGON und Yves BOCHERENS

#### 1. EINLEITUNG

Im Gegensatz zur natürlichen Vegetation müssen unter Schutz gestellte anthropogene Pflanzengesellschaften im allgemeinen bewirtschaftet werden. Ist das nicht der Fall, so entwickeln sie sich in Richtung auf die natürliche Vegetation, d.h. im Schweizer Mittelland in den weitaus meisten Fällen zu Wald. Dies ist namentlich beim grössten Teil der Streuwiesen, also feuchten, im allgemeinen einmal im Jahr im Herbst gemähten ungedüngten Beständen des Molinion, Magnocaricion und z.T. Filipendulion der Fall. Trotz des mehr oder weniger strengen Schutzes, den viele Streuwiesen heute in der Schweiz geniessen, nimmt ihre Fläche v.a. infolge mangelnder Pflege, Verbrachung und Eutrophierung laufend ab. (vgl. KLÖTZLI 1979). Eine Umfrage der Zürcher Natur- und Heimatschutzorganisationen (1984) ergab, dass in den letzten 8-9 Jahren von 231 beurteilten kantonalen Naturschutzgebieten (meist Rieder und andere Nassstandorte) 111 eine Beeinträchtigung und 63 eine starke Beeinträchtigung der Kernzone erfuhren. Obwohl derartige Veränderungen und die Faktorenkomplexe, die zu ihnen führen, in der Literatur bereits mehrfach beschrieben wurden (KLÖTZLI 1978 a,b, 1979, 1981, BOLLER-ELMER 1977, EGLOFF im Druck), sind Angaben über den genauen Verlauf und die Geschwindigkeit solcher Prozesse relativ spärlich.

In einer späteren Arbeit soll geprüft werden, ob eine Verdrängung naturschützerisch wertvoller Magerkeitszeiger durch nährstoffzeigende Hochstauden mittels Mahd aufgehalten oder gar rückgängig gemacht werden kann. Mit dem Mähgut werden immer Nährstoffe weggeführt (von NIEMANN und WEGENER 1975 als "Nitrophyten-Methode" bezeichnet), so dass nährstoffzeigende Arten geschwächt werden sollten und Platz für naturschützerisch interessantere Magerkeitszeiger machen könnten.

#### VERDANKUNGEN

Viele der vorliegenden Daten wurden in Praktika in Landökologie an der ETH Zürich in den Jahren 1973-1984 erarbeitet; den Studenten und Assistenten dieser Praktika, insbesondere A. GRÜNIG, Dipl.Natw. ETH und Th. EGLOFF, Dipl.Natw. ETH sei hier gemeinsam gedankt. Weitere wertvolle Hinweise erhielten wir von den Professoren Dr. E. LANDOLT und Dr. F. KLÖTZLI.

#### 2. UNTERSUCHUNGSGEBIET, HEUTIGE VEGETATION UND METHODEN

Das Hänsiried ist ein ca. 8 ha grosses Feuchtgebiet bei den Katzenseen nordwestlich von Zürich, auf 430 m. Seit 1956 steht es unter Naturschutz; 1963 wurde es ins KLN-Inventar, 1977 ins Bundesinventar von Landschaften und Naturdenkmäler von nationaler Bedeutung (BLN-Inventar) aufgenommen. In der südöstlichen Ecke des Hänsirieds hat es eine sicher seit 15 Jahren, aufgrund der Jahrringzählungen der vorkommenden Sträucher wahrscheinlich aber schon seit ca. 1956, nicht mehr bewirtschaftete, 0.25 ha grosse Zonierungsfläche vom Intensivgrünland bzw. von der Hochstaudenflur bis zur offenen Wasserfläche. Der Höhenunterschied beträgt ca. 2 m; an Böden hat es einen Mullgley, dann einen Hydromullgley und schliesslich Seggen- und Schilftorfboden z.T. auf Seekreide (zur Oekologie nordschweizerischer Feuchtgebiete siehe KLÖTZLI 1969, sowie ELLENBERG 1982).

Das Gebiet wurde seit 1973 mehrmals von Studenten der ETH kartiert. Dazu wurde ein Raster mit einer Feldgrösse von 10 m x 10 m ausgesteckt und die Vegetation jedes einzelnen Quadrates gemäss Abb. 1 im Massstab 1:100 kartiert. Die Vegetationseinheiten wurden nicht nach pflanzensoziologischen Kriterien bestimmt, sondern anhand der wenigen dominanten Arten, also physiognomisch. Dies war deshalb möglich, weil die Vegetation der verschiedenen Gürtel sehr homogen ist und weil, von den jeweils 1-3 dominanten abgesehen, alle Arten nur äusserst geringe Deckungsgrade aufweisen. Alle Pflanzen wurden nach HESS et al. (1976-1980) bestimmt. Die teilweise fliessenden Grenzen wie z.B. zwischen Hochstauden- und Grossseggenried wurden von einem Jahr zum anderen z.T. leicht unterschiedlich angesprochen. Auch liessen sich beim Kartieren Verzerrungen nicht immer vermeiden, weshalb geringfügige Veränderungen der Vegetation nicht allzu stark gewichtet werden dürfen.

In den Jahren 1974, 1977, 1980, 1982 und 1983 wurde das nördliche Drittel (Abb. 1c) der Untersuchungsfläche zwischen Ende Juni und Mitte Juli

gemäht und das Mähgut weggeführt, um die Wirkung der Sommermahd auf das verbrachte Ried zu erfassen.

### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1. VERAENDERUNGEN DER VEGETATION 1973-1984

Die gegenwärtige Vegetation ist aus Abb. 1c und der dazugehörigen Tab. 1 ersichtlich, so dass hier nur einige Hinweise nötig sind. Vor allem die tiefer gelegenen nordwestlichen Teile des Goldrutenbestandes, des Grossegggen- und des Schneidebinseriedes sind z.T. stark verschilft und gehen fließend in das eigentliche Röhricht über. Im verschilften Teil des Grossegggenriedes kommen Carex acutiformis und C. elata mit stark reduzierter Vitalität vor.

##### Verbuschung

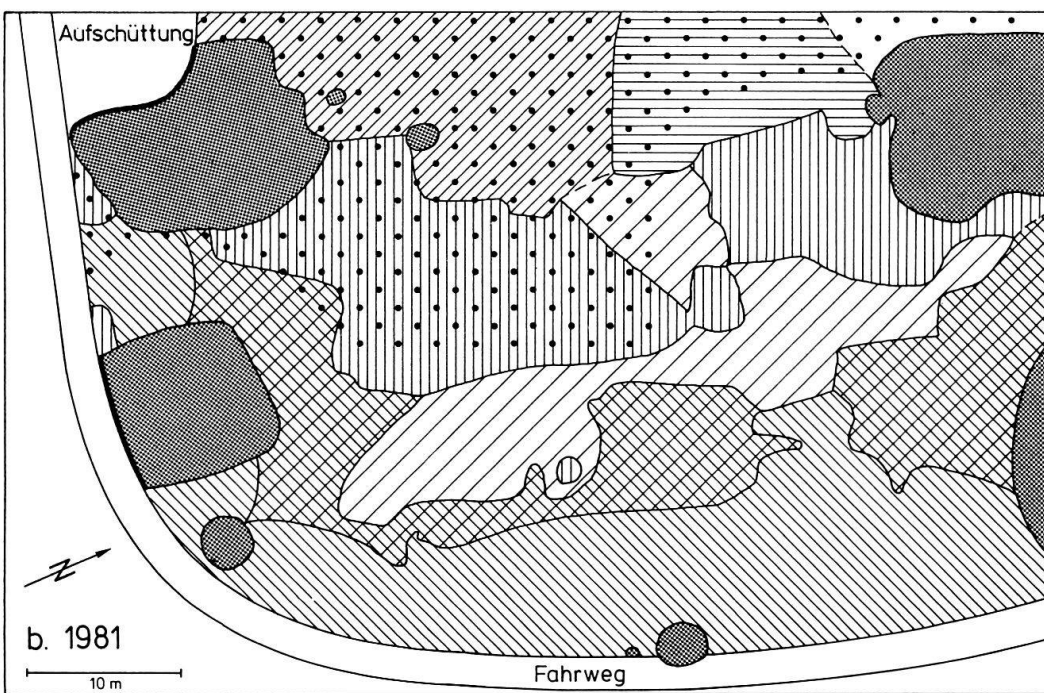
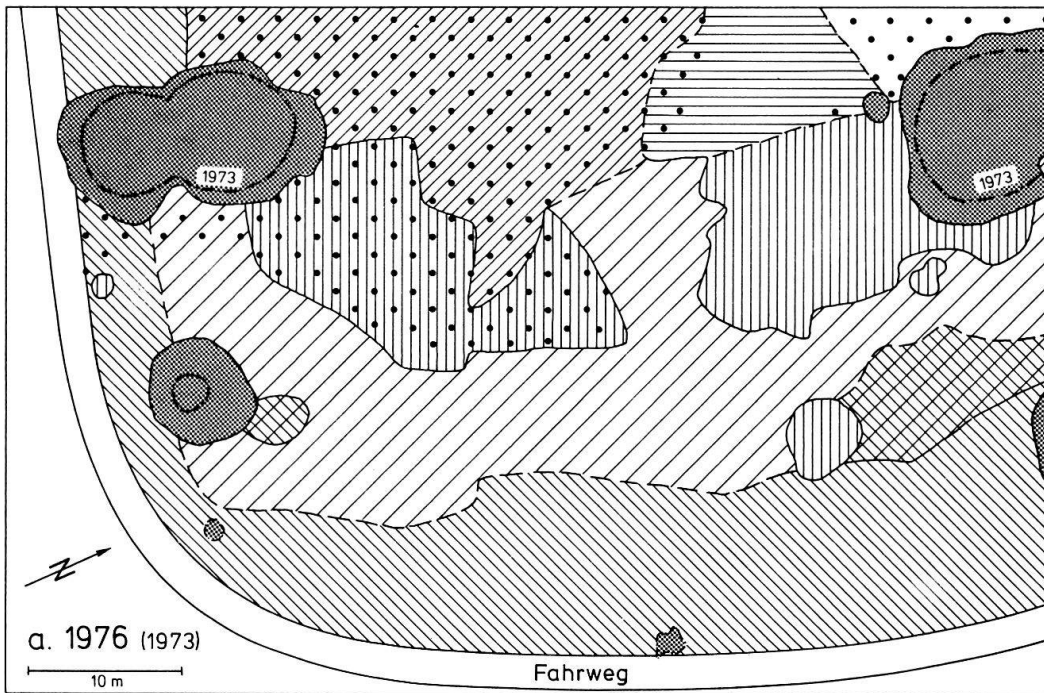
Unübersehbar ist die starke Zunahme der Verbuschung (Abb. 1a-c). Sie beruht fast ausschliesslich auf dem Wachstum von 6 bereits 1973 vorhandenen Exemplaren von Salix cinerea; die Aeste senken sich zu Boden und bewurzeln sich (Polykormon-Sukzession). Auch die bereits 1973 vorhandenen Quercus robur und Acer pseudoplatanus wuchsen sehr stark. Neu hinzu kamen in der Untersuchungsperiode nur je ein Exemplar von S. cinerea und Evonymus europaea.

Im Jahre 1984 waren die grossen S. cinerea-Büsche ca. 26-30 Jahre alt (Jahrringzählung). Daraus und aus dem Durchmesser der Sträucher im Jahre 1984 lässt sich eine durchschnittliche laterale Ausbreitungsgeschwindigkeit von 0.2-0.3 m/Jahr errechnen. Aus der Vegetationskartierungen ergibt sich zwischen 1973 und 1984 eine laterale Ausbreitungsgeschwindigkeit von 0.3 bis maximal 0.8 m/Jahr. Der Unterschied zwischen den obigen Geschwindigkeitswerten beruht darauf, dass die Sträucher zuerst in die Höhe und erst später in die Breite wachsen.

Die von den Sträuchern eingenommene Fläche nahm zwischen 1973 und 1984 von 7% auf ca. 20% des kartierten Gebietes zu.

##### Vordringen der Goldrute

Auffallend ist das aggressive Vordringen von Solidago serotina. Aus zwei kleinen Beständen 1976 entwickelte sich ein breiter, durchgehender Gürtel im Grossegggenried. Zudem gelang es ihr immer wieder, z.T. allerdings nur vorübergehend, kleinere Kolonien in Grossegggenried und in der Hochstaudenflur zu bilden. Die Goldrute drang mit einer Geschwindigkeit von wenigen Dezimetern bis höchstens 0.8 m pro Jahr fast allseitig vor, also recht ähnlich wie die Sträucher. An wenigen Stellen blieb die Grenze unverändert und auf einem Teil der 5 mal gemähten Fläche wurde ein Zurückweichen um etwa 20 m festgestellt. Vergleicht man die Situation von 1984 mit einem Luftbild von 1976, so fällt ferner auf, dass sich der gemähte Goldrutenbestand deutlich gelichtet hat, was den Erfahrungen von VOSER-HUBER (1983) entspricht. 1976 nahm die Goldrute etwa 15%, 1981 etwa 17% und 1984 bereits 21% der kartierten Fläche ein.



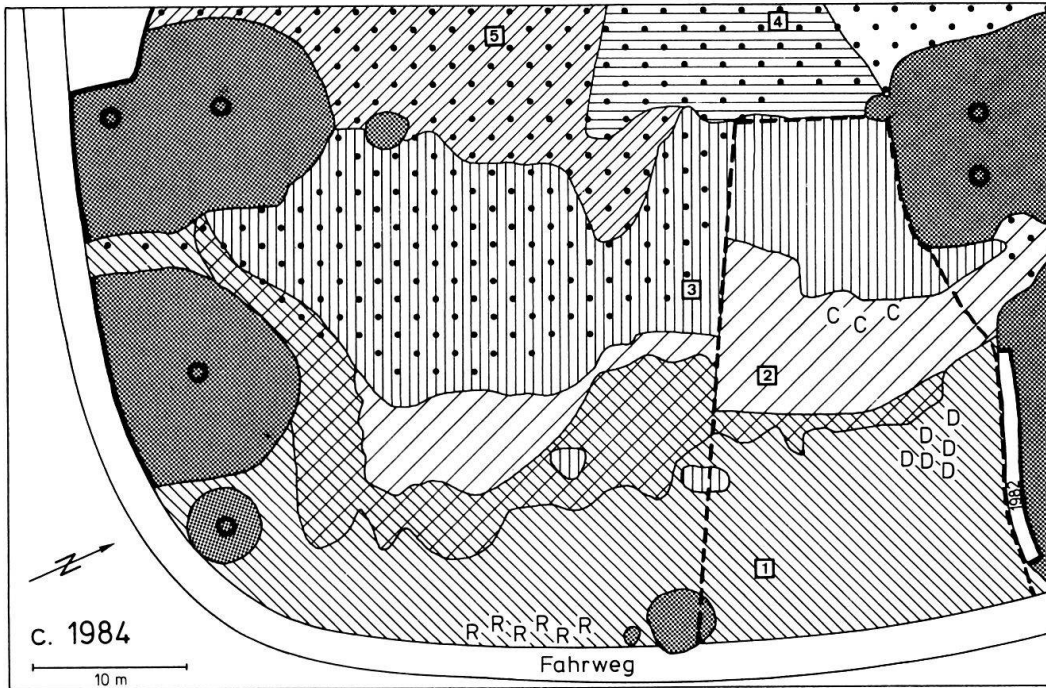


Abb. la-c. Vegetationskarten der Südostecke des Hänsirieds bei Zürich (1976 (1973), 1981 und 1984

Fig. la-c. Vegetation maps of the SE-part of Hänsiried near Zürich

- Sträucher (vor allem Salix cinerea)
- ▨ Hochstaudenflur (Valeriano-Filipenduletum); mehr oder weniger geschlossener Bestand von Hochstauden (Filipendula ulmaria und Urtica dioeca, aber auch Deschampsia caespitosa), oder Düngewiesenarten, insbesondere Glechoma hederaceum
- ▩ Grossegggenried (Carex acutiformis) mit  $\geq 1$  Hochstaude pro  $m^2$ , vor allem Urtica dioeca
- ▧ Grossegggenried (Carex acutiformis) mit  $< 1$  Hochstaude pro  $m^2$
- ▤ Goldrutenflur ("Solidaginetum serotinae")  $\geq 20$  Sprosse von Solidago serotina pro  $m^2$ , z.T. stark verschilft
- ▦ Grossegggenried (Carex acutiformis und C. elata), stark verschilft
- ▨ Schneidebinsenried (Cladietum marisci), Cladium mariscus mit Deckungsgrad  $\geq 2$
- Starke Verschilfung - with much Phragmites communis
- Nicht genau bestimmte Grenzen - borders not exactly defined
- Umgrenzung des gemähten Teils - borders of the mown part
- Zurückschneiden der Büsche und Datum des Eingriffs - date of the cutting of the bushes
- Zentrum der Vegetationsaufnahmeflächen - center of the plots of the relevés
- Ursprungssträucher der Gebüsch - original individuals of the shrubs
- R Rubus fruticosus
- D Deschampsia caespitosa
- C Cirsium palustre

Tab. 1. Aufnahmen nach Braun-Blanquet der verschiedenen Vegetationsgürtel in der Südostecke des Hänsirieds (Koord. 679 180 / 253 400; 443 m ü.M.; Fläche mit 1-2 Grad nach Nordwesten geneigt). Aufnahmeflächen ca. 20 m<sup>2</sup>. Zahl = Deckungsgrad. Moose wurden nicht berücksichtigt. Oktober 1984.

Table 1. Relevés after Braun-Blanquet of the different vegetation zones in the SE part of Hänsiried in October 1984. Plots of the relevés about 20 m<sup>2</sup>. Number = cover. Mosses have not been taken into consideration.

- |  |                              |
|--|------------------------------|
| 1) Hochstaudenflur                           |                              |
| 4 <u>Filipendula ulmaria</u>                 | 3 <u>Urtica dioeca</u>       |
| 2 <u>Glechoma hederaceum</u>                 | + <u>Galium album</u>        |
| + <u>Ajuga reptans</u>                       | + <u>Dactylis glomerata</u>  |
| + <u>Poa pratensis</u>                       |                              |
| 2) <u>Carex acutiformis</u> (Grosseggenried) |                              |
| 5 <u>Carex acutiformis</u>                   | 1 <u>Urtica dioeca</u>       |
| + <u>Carex gracilis</u>                      | + <u>Filipendula ulmaria</u> |
| + <u>Cirsium palustre</u>                    | + <u>Glechoma hederaceum</u> |
| + <u>Epilobium montanum</u>                  |                              |
| 3) Goldrutenflur                             |                              |
| 5 <u>Solidago serotina</u>                   | 4 <u>Phragmites communis</u> |
| 1 <u>Carex acutiformis</u>                   | + <u>Lysimachia vulgaris</u> |
| + <u>Urtica dioeca</u>                       |                              |
| 4) Schneidebinsenried                        |                              |
| 4 <u>Cladium mariscus</u>                    | 2 <u>Phragmites communis</u> |
| + <u>Carex acutiformis</u>                   | + <u>Lysimachia vulgaris</u> |
| + <u>Lythrum salicaria</u>                   | + <u>Galium elongatum</u>    |
| + <u>Lastrea thelypteris</u>                 |                              |
| 5) Steifseggenried                           |                              |
| 4 <u>Phragmites communis</u>                 | 2 <u>Carex elata</u>         |
| 2 <u>Carex acutiformis</u>                   | + <u>Lythrum salicaria</u>   |

#### Verhalten der Spierstauden-Brennesselflur

Dieser Bestand nahm von 1976 bis 1984 nur wenig zu. Ein deutliches Vordringen, um gesamthaft etwa 3 m, erfolgte nur am Rand der Salix-Büsche, wohl infolge der Düngung durch das Laub, ähnlich wie das an Waldrändern zu beobachten ist. Auffallend ist die Ausbreitung von Brennesseln in den geschlossenen Grosseggenbestand (siehe nächster Abschnitt). Wegen der unterschiedlichen Kartierung dieser Brennesselzone, lässt sich die Geschwindigkeit ihres Vordringens nicht genau ermitteln.

#### Carex acutiformis Grosseggenried

Das Schicksal dieses Teiles ergibt sich aus den obigen Ausführungen. Das Grosseggenried mit Carex acutiformis nahm 1976 noch 27% der kartierten Fläche ein, 1984 nur noch 17%. Nur 8% jedoch waren intakt, der Rest war locker mit Urtica dioeca verunkrautet.

Neben diesen Hauptveränderungen konnte eine Reihe weiterer Beobachtungen gemacht werden:

1976-80 wurden dem Fahrweg entlang mehrere Baumstämme im Hochstaudenried deponiert. In der Folgezeit machte sich an dieser Stelle ein Bestand von Brombeeren (Rubus fruticosus) breit, der sich 1984 bereits über eine Fläche von mehr als 20 m<sup>2</sup> ausgebreitet hatte. Die Samen wurden wohl durch auf den Stämmen rastenden Vögel oder durch Mäuse eingeschleppt, und die Pflanze konnte sich an der Stelle entwickeln, wo nach Entfernung der Stämme der Boden vegetationsfrei war.

Auf der periodisch gemähten Hälfte des Grosseggengriedes kam 1982 eine Population von Cirsium palustre auf, die bis 1984 stark zunahm. Dies könnte auf der Abnahme der Streueschicht zurückzuführen sein, die diese zweijährige Art in nicht gemähten Beständen wohl am Aufkommen hindert.

Schliesslich sind noch ein üppiger Bestand von Urtica dioeca dort, wo die Streu mehrmals deponiert wurde, und ein Bestand von Deschampsia caespitosa im gemähten Teil der Hochstaudenflur zu erwähnen. Letzterer deutet auf eine zunehmende Eutrophierung und evtl. auch auf ausgeprägtere Wechselfeuchtigkeit hin.

#### 4. DISKUSSION

##### 4.1. VEGETATIONSAENDERUNGEN BEI VERBRACHUNG

Bemerkenswert ist, dass die Verbuschung fast ausschliesslich auf dem intensiven Wachstum der 6 bereits 1973 vorhandenen Büschen von Salix cinerea beruht. Neue Individuen kamen nur zwei hinzu, und dies obwohl von den bestehenden Büschen und vom benachbarten Wald sicher sehr viele Samen von Strauch- und Baumarten, die im Ried wachsen können, in dieses gelangen. Wie von KLÖTZLI (1978) und BRIEMLE (1980) ausführlich diskutiert, stellt die geschlossene Riedvegetation und der sich angesammelte Mulch für das Aufwachsen neuer Holzgewächse ein fast unüberwindbares Hindernis dar. Ähnliches wurde auch in anderen Brachlandgesellschaften festgestellt (ELLENBERG 1982, S. 643). Neue Individuen wachsen im allgemeinen nur an vegetationsfreien Mikrostandorten auf. Solche werden oft durch den Menschen (Fahrspuren, Tritt, Lagerung von Stämmen), durch Tiere (Maushügel) oder Absterben von Pflanzen infolge Alter, Parasiten usw. verursacht.

Weil das Ried nicht mehr geschnitten wurde, konnten einige schnittempfindliche Hochstauden wie Urtica dioeca, Solidago serotina und z.T. Filipendula ulmaria auf Kosten weniger hoch wachsender Arten wie Carex acutiformis zunehmen. Es tritt eine Verhochstaudung ein, wie sie KLÖTZLI (1978 a,b, 1979, 1981) für ähnliche Pflanzengesellschaften ausführlich beschrieben hat. Die erwähnten Hochstauden breiten sich mit ober- oder unterirdischen Ausläufern aus, die von der Mutterpflanze mit Assimilaten versorgt werden, bis sie über die umgebende Vegetation herausgewachsen sind und selber photosynthetisieren können (HARTNETT und BAZZAZ 1983). Bei der besonders starken Ausbreitung von S. serotina spielt neben der



Schnittempfindlichkeit wahrscheinlich noch eine Rolle, dass die Vegetation an diesen Fremdling aus Nordamerika (noch) nicht evolutiv angepasst ist (siehe auch VOSER-HUBER 1983).

Dass gerade solche nährstoffzeigende (siehe LANDOLT 1977), relativ breitblättrige und raschwachsende Hochstauden zur Dominanz gelangen, hängt damit zusammen, dass sich im Oekosystem wegen der fehlenden Mahd jährlich Nährstoffe ansammeln: Auteutrophierung (siehe z.B. KLÖTZLI 1981). Der Stickstoffentzug z.B. beträgt aufgrund einiger Biomassebestimmungen und Angaben aus BOLLER-ELMER (1977) grössenordnungsmässig 70-80 kg/ha Jr bei Mahd Ende Mitte August (Tab. 2). Dabei ist zu bedenken, dass diese Mengen bei der Herbstmahd der ursprünglichen nährstoffärmeren Rieder geringer waren, mit zunehmender Eutrophierung zunehmen und bei Sommermahd sowieso grösser sind als bei Herbstmahd, wenn viele Arten die Nährstoffe bereits wieder in die unterirdischen Organe zurückgezogen haben. Für die Auteutrophierung spielt weiter eine Rolle, dass die nährstoffzeigenden, üppigen, eher hygro- bis mesomorphen Pflanzen wohl mehr transpirieren, als die ursprünglich dominierenden eher meso- bis poikilomorphen Seggen. LARCHER (1984) gibt als maximale Evaporation einer Nasswiese 8-15 mm/Tag an. Nimmt man an, dass der Gehalt des gewachsenen Bodens an leicht verwertbarem, also leicht transpirierbarem Wasser 1/3 des Gesamtbodenvolumens beträgt, so kann eine solche Transpiration eine Absenkung des Grundwassers um 24 bis 45 mm/Tag zur Folge haben. Eine derartige biologische Entwässerung ist von vielen Autoren beschrieben worden (siehe z.B. EGLOFF und NÄF 1982). Im Untersuchungsgebiet war während der Vegetationsperiode, auch in nassen Jahren, ein Absinken des Grundwasserstandes um 1-2 dm festzustellen (siehe unten). Infolge Grundwassersenkung wird der Oberboden besser durchlüftet, dies ermöglicht

Tab. 2. Grössenordnung der mit Mahd Ende August weggeführten Stickstoffmenge.

Table 2. Amount of nitrogen taken off with the mowing at the end of August.

	Oberirdische Biomasse im Juli 1973 und Nov. 1984	V *	Stickstoffgehalt der Pflanzen (mg/g TG)**	Exportierte Menge Stickstoff (kg/ha)
Hochstaudenflur	5 t/ha	(2/3)	<u>F. ulmaria:</u> 13.3	86
		(1/3)	<u>U. dioeca:</u> 20.6	
Grosseggenried mit <u>C. acutiformis</u>	5 t/ha		<u>C. acutiformis:</u> 13.6	71

\* : Anteile der Pflanzen an die Biomasse

\*\* : aus BOLLER-ELMER (1977). Mittelwerte aus mindestens 20 Proben, ausgenommen U. dioeca (1 Probe).

eine intensivere Mineralisation des organischen Materials, wodurch mehr Nährstoffe freigesetzt werden (zusätzliche Auteutrophierung), was wiederum die Hochstauden fördert.

In den letzten Jahrzehnten haben wohl auch die eigentlichen, direkten oder mit dem Grundwasser zuströmenden Nährstoffe in das Untersuchungsgebiet zugenommen: Intensivierung der Landwirtschaft (am Hang oberhalb des Untersuchungsgebietes hatte es bis 1980 stark gedüngte Getreidefelder) und Zunahme der Luftverschmutzung. Mit den Niederschlägen gelangen 16-17 kg N/ha Jr und 0.45 kg P/ha Jr in das Gebiet (Mittel aus Daten für 1975-79 in Dübendorf, ca. 25 km östlich des Untersuchungsgebietes, Landeshydrologie). Diese Mengen sind im Vergleich zu den Nährstoffexporten aus Riedern (Tab. 2) und zu den Düngemengen für Wiesen (100-150 kg N/ha Jr.) beträchtlich.

Alle erwähnten Ursachen für die Vegetationsänderungen werden möglicherweise noch durch Aenderungen des Grundwasserstandes im Zusammenhang mit dem ab 1980 erfolgten Bau einer Autobahn unmittelbar südöstlich des Untersuchungsgebietes überlagert. So wurde an einer Messstelle 15 m südöstlich des Untersuchungsgebietes festgestellt, dass der Grundwasserstand während der Vegetationsperiode zwischen 1977 und 1978 in ca. 2 m Tiefe war, zwischen 1979 und 1982 jedoch in ca. 3 m. An einer Messstelle 700 m südöstlich des Hänsirieds sank das Grundwasser von 1975 bis 1984 von 2-3 m auf ca. 10 m unter Flur (Angaben des Kant. Amtes für Gewässerschutz). Allerdings ist nicht klar, inwieweit dieses Absinken das Grundwasser des Hänsiriedes beeinflusst, denn es gibt im Hänsiried mehrere voneinander unabhängige Grundwasser-Stockwerke. Jedenfalls wurden Vegetationsveränderungen im Gebiet schon vor dem Absinken des Grundwassers festgestellt und laufen ähnlich auch in Gebieten ab, wo der Grundwasserstand konstant bleibt, so z.B. im Wildert bei Effretikon und im Klotener Ried.

#### 4.2. NATURSCHUTZASPEKTE

Vegetationsveränderungen infolge Verbrachung bzw. Auteutrophierung und Eutrophierung von ausserhalb verlaufen im Bereich feuchter Salix-Gebüsche, Hochstaudenfluren und Grossegegnrieder sehr rasch: die Grenzen verschieben sich um 0.3 bis 0.8 m pro Jahr (siehe auch KLÖTZLI 1978a und 1979). Wie in einer späteren Arbeit gezeigt werden wird, führten weder die Mahd in 5 Sommern noch Entbuschung zu Riedern mit vom (botanischen) Naturschutz erwünschten Arten, sondern zu Hochstaudenfluren mit F. ulmaria, U. dioeca und S. serotina. Als Ursachen dafür kommen u.a. in Frage: 1. Die Nährstoffexporte mit der Mahd sind nicht gross genug, bzw. die Importe zu gross. 2. Die Versuchszeit war für das Aufkommen naturschützerisch erwünschter Arten zu kurz. 3. Sommermahd wirkt physiologisch-ökologisch völlig anders als die traditionelle Herbstmahd solcher Rieder. 4. Das erwähnte Absinken des Grundwassers überlagert evtl. die Effekte der Sommermahd. 5. Es gelangen nicht genügend Samen der erwünschten Arten in das Gebiet (Verinselung). 6. Es bestehen Probleme bezüglich der mikroevolutiven Anpassung der Arten und evtl. Individuen an die abiotischen Mikrostandorte und aneinander (vgl. TURKINGTON und HARPER 1979).

Das Bestehenbleiben eines Ökosystems hängt immer von ganzen Konstellationen von Faktoren ab: nach Veränderung ist es nicht so leicht, diese Konstellationen "nachzubauen" (vgl. KLÖTZLI 1981). Somit ist es sinnvoller, den Naturschutzeinsatz auf die Erhaltung und evtl. Vergrößerung bestehender Naturschutzgebiete zu konzentrieren als auf Rekonstitutionen und Regenerationen. Dass für die Erhaltung oligo- bis mesotropher Nassstandorte im Landwirtschaftsgebiet neben der standortsgemässen Bewirtschaftung Umgebungsschutzzonen (Pufferzonen) nötig sind, sei hier nur am Rande bemerkt (siehe z.B. BOLLER-ELMER 1977, KLÖTZLI 1979).

Schliesslich ist zu bedenken, dass je nach Blickwinkel die verschiedenen Naturschutzbemühungen divergieren können. So wurde bei unseren Bewirtschaftungsversuchen beim Mähen mehrere Brutpaare des Schilfrohrsängers vernichtet und das Entbuschen ist für Fitislaubsänger und Nachtigall sicher nicht günstig. Es ist wichtig die erwähnten Grenzen und die Problematik von Naturschutzmassnahmen zu berücksichtigen, damit sie von Gegnern des Naturschutzes nicht benützt werden, verschiedene Naturschutzbemühungen gegeneinander auszuspielen.

#### ZUSAMMENFASSUNG

Im Hänsiried, einem wahrscheinlich schon seit ca. 30 Jahren verbrachten Sumpfgebiet am nördlichen Stadtrand von Zürich wurden zwischen 1973 und 1984 z.T. in Studentenpraktika die Pflanzengesellschaften mehrfach kartiert.

1. Im südlichen Teil des Hänsirieds breiten sich durch laterales, vegetatives Wachstum Salix cinerea mit 0.3-0.8 m/Jahr aus, Urtica dioeca mit ca. 0.5 m/Jahr, und Solidago serotina mit 0.3-0.8 m/Jahr. Dadurch wird der Carex acutiformis-Bestand zurückgedrängt. Die Bestände von Phragmites communis und Cladium mariscus blieben mehr oder weniger unverändert (Abb. 1a-c). Die Verbuschung geschah fast ausschliesslich durch Ausbreitung von 6 bereits 1973 vorhandenen Individuen von S. cinerea. Nur 1 Exemplar dieser Art und von Evonymus europaea kamen neu hinzu.

2. Die wichtigste Ursache für diese Veränderungen dürfte die Verbrachung sein. Weil nicht gemäht wurde, sammeln sich sonst mit der Mahd weggeführte Nährstoffe im Lauf der Jahre im Ried an. Diese sogenannte Auteutrophierung fördert die Ausbreitung von nährstoffbedürftigen Hochstauden wie Urtica dioeca, Filipendula ulmaria und Solidago serotina. Auch sind diese Arten, vor allem S. serotina schnittempfindlich, so dass mangelnder Schnitt sie weiter begünstigt.

3. Eine weitere Ursache der Auteutrophierung dürfte sein, dass die üppigeren Hochstauden wohl mehr transpirieren als die ursprünglich vorhandenen Seggen, was das Sinken des Grundwasserstandes bewirkt, wodurch die oberen Bodenschichten besser durchlüftet werden, was die Mineralisation von organischem Material und somit die Freisetzung von Nährstoffen begünstigt.

4. Als weitere, geringere Quellen der Eutrophierung des Untersuchungsgebietes kommen Nährstoffeinschwemmung aus der Umgebung (evtl. über das Grundwasser) und zunehmende Nährstoffimporte mit den Niederschlägen

(1975-1979 durchschnittlich 16-17 kg N/ha Jr) in Frage.

5. Die Bedeutung dieser Ergebnisse im Hinblick auf den Naturschutz wird kurz diskutiert.

#### SUMMARY

In the Hänsiried, a swamp area situated just north of Zürich and probably not managed any more since about 30 years, the plant communities were mapped several times between 1937 and 1984.

1. In the northern part of Hänsiried the lateral, vegetative growth of Salix cinerea is 0.3-0.8 m/year, that of Urtica dioeca about 0.5 m/year and that of Solidago serotina 0.3-0.8 m/year. The result is a pushing back of the Carex acutiformis stand. The stands of Phragmites communis and Cladium mariscus remained more or less unchanged (fig. 1a-c). The shrubby vegetation spread almost exclusively by lateral growth of only 6 individuals of Salix cinera already present in 1937. Only one individual of this species and one of Evonymus europaea established newly.

2. The main cause for these changes is the ceasing of the management, i.e. the annual mowing in autumn; the nutrients otherwise exported with the mown plants accumulate from year to year. This process, called auto-eutrophication favours the spreading of "nitrophilous" forbs like Urtica dioeca, Filipendula ulmaria and Solidago serotina. Moreover these species, particularly S. serotina, are sensitive to cutting and thus favoured by its ceasing.

3. An additional cause of auto-eutrophication may be that the lush forbs have probably a higher transpiration than the sedges which they replace. The result is a drop of the groundwater table, which leads to better soil aeration, better mineralization of the organic material in the top soil and thus an increase in available soil nutrients.

4. Additional minor sources of eutrofication may be nutrient inflows from the surroundings (via groundwater) and increasing nutrient inputs with the precipitation (1975-1979 average 16-17 kg N/ha year).

5. The relevance of these results for nature conservation is discussed.

#### RESUME

Dans le Hänsiried, une zone humide située juste au nord de Zürich et n'étant plus exploitée depuis env. 30 ans plusieurs relevés cartographiques de la végétation furent effectués (en partie durant des cours pratiques avec des étudiants) entre 1973 et 1984.

1. Dans la partie sud du site, de fortes extensions végétatives latérales de l'ordre de 0.3-0.8 m/année pour Salix cinerea, 0.5 m/ année pour Urtica dioeca et de 0.3 -0.8 m/ année pour Solidago serotina aux dépens de Carex acutiformis furent observées. Les populations de Phrag-

mites communis et celle de Cladium mariscus sont restées plus ou moins inchangées (fig. la-c). Les buissons se sont étendus presque exclusivement à partir de 6 individus de S. cinerea déjà présents en 1973. Seuls un exemplaire de l'espèce mentionnée ainsi qu'un exemplaire d'Evonymus europaea sont apparus depuis.

2. La raison principale de ces changements est l'abandon des mesures culturales, c.à.d. de la coupe annuelle d'automne. Il en résulte l'accumulation d'éléments nutritifs qui autrefois étaient enlevés avec la litière. Ce processus souvent appelé "auto-eutrophisation" (de l'allemand "Auteutrophierung") permet l'extension de macrophorbes telles que Urtica dioeca, Filipendula ulmaria et Solidago serotina. De surcroît, ces espèces, sensibles au fauchage, sont favorisées par son absence.

3. Une autre cause d'auto-eutrophisation pourrait être un abaissement de la nappe phréatique, dû à la transpiration probablement plus élevée des macrophorbes que des laiches originelles. L'aération améliorée des couches supérieures du sol permettrait une minéralisation accélérée et, par la suite, une augmentation de la quantité d'éléments nutritifs libres.

4. D'autres sources secondaires d'eutrophisation pourraient être l'apport d'éléments nutritifs des environs immédiats (p.e. par la nappe phréatique) ou en quantités croissantes par les précipitations (de 1975-1979 en moyenne 16-17 kg N/ha année).

5. Discussion de l'importance de ces résultats pour la protection de la nature.

#### LITERATUR

- BOLLER-ELMER K., 1977: Stickstoff-Düngungseinflüsse von Intensiv- Grünland auf Streu- und Moorbiesen. Veröff.Geobot.Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich 63. 67 S.
- BRIEMLE G., 1980: Untersuchungen zur Verbuschung und Sekundärbewaldung von Moorbrachen im südwestdeutschen Alpenvorland. Diss.Bot., Cramer, Vaduz, 57. 286 S.
- EGLOFF Th., (im Druck): Regeneration von Streuwiesen (Molinion); erste Ergebnisse eines Experimentes im Schweizer Mittelland. Verh. Ges.f. Oekologie 13.
- EGLOFF Th. und Näf E., 1982: Grundwassermessungen in Streuwiesen des unteren Reusstales. Ber.Geobot.Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 49, 154-194.
- ELLENBERG H., 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 3. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 943 S.
- HARTNETT D.C. und BAZZAZ F.A., 1983: Physiological integration among intraclonal ramets in Solidago canadensis. Ecology 64, 779-788.
- HESS, H.E., LANDOLT E. und HIRZEL R., 1976-1980: Flora der Schweiz. Birkhäuser, Basel. 3 Bde.
- KLÖTZLI F., 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorbiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz 52. 296 S. + Tab.
- KLÖTZLI F., 1978a: Zur Bewaldungsfähigkeit von Mooren der Schweiz. Telma 8, 183-192.

- KLÖTZLI F., 1978b: Wertung, Sicherung, Erhaltung von Naturschutzgebieten - einige rechtliche und technische Probleme. Ber.Schwyz. Naturf.Ges. 7, 23-32.
- KLÖTZLI F., 1979: Ursachen für Verschwinden und Umwandlung von Molinion-Gesellschaften in der Schweiz. In TÜXEN R. (Hrsg.): Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Ber.Int.Symp.Int.Ver.Veg.kunde. 451-465.
- KLÖTZLI F., 1981: Zur Reaktion verpflanzter Oekosysteme der Feuchtgebiete. In: Gestörte Oekosysteme und Möglichkeiten ihrer Renaturierung. Daten u. Dokumente zum Umweltschutz 31, 107-117. Uni Stuttgart Hohenheim.
- LANDESHYDROLOGIE 1975-1979: Hydrolog.Jahrb.Schweiz. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale, Bern.
- LANDOLT E., 1977: Oekologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora.Veröff. Geobot.Inst. ETH, Zürich 64, 208 S.
- LARCHER W., 1984: Oekologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. 4.Aufl.,Stuttgart, UTB 232, 403 S.
- NIEMANN E. und WEGENER U., 1976: Verminderung des Stickstoff- und Phosphoreintrags in wasserwirtschaftliche Speicher mit Hilfe nitrophiler Uferstauden- und Verlandungsvegetation ("Nitrophytenmethode"). Acta Hydrochim.Hydrobiol. 4, 269-275.
- TURKINGTON R. und HARPER J.L., 1979: The growth, distribution and neighbour relationships of Trifolium repens in a permanent pasture. II. Fine-scale biotic differentiation. J.Ecol. 67, 245-254.
- VOSER-HUBER, M.-L., 1983: Studien an eingebürgerten Arten der Gattung Solidago L. Diss.Bot., Cramer, Vaduz 68. 97 S.
- ZÜRCHER NATUR UND HEIMATSCHUTZORGANISATIONEN (1984): Zustand der Zürcher Naturschutzgebiete. 32 S.

Adresse der Autoren: Prof. Dr. Andreas GIGON  
Yves BOCHERENS, dipl.Natw.ETH  
Geobotanisches Institut ETH  
Stiftung Rübel  
Zürichbergstrasse 38  
CH-8044 Zürich