

Vegetationskundliche Untersuchung von Kurzumtriebsplantagen (KUP) bestockt mit *Populus ×canadensis* im südoststeirischen Alpenvorland

Martina PÖTL¹ & Christian BERG²
Mit 5 Abbildungen und 3 Tabellen
Angenommen am 8. Oktober 2016

Summary: Phytosociological study on short rotation coppice (SRC) plantations of *Populus ×canadensis* in the Alpine foreland of Southeastern Styria. – We studied the vegetation of 30 short rotation coppice (SRC) plantations with *Populus ×canadensis*. Vegetation sampling was performed in August and early September 2015. We proved effects of the surrounding habitats, the size, the management, the former use of the SRC, and the design of the tree plantation on plant species composition and diversity. Successional changes were detected comparing strategy types, life forms and habitat preferences of the species in plantations of different age. Generally, only common, high competitive, perennials dominated the vegetation of the field layer. The most frequent species are *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Taraxacum officinalis* agg. and *Cabystegia sepium*. The mean species number per plot (30 m²) was 17.5. Mean species numbers correlated negatively with the age of the plantation. Plants of the CR-Strategy type and therophytes increased in older plantations. Both implicate that in older plantations a kind of disturbance occur; maybe caused by the stronger leaf fall of older poplars and by the intensive management (frequently mowing without hay-removal). Woodland-species and the proportion of phanerophytes increased with the age, while grassland-species and hemikryptophytes decreased. Mean Ellenberg indicator values for nutrients (N) also increased with the plantations age; mean indicator values for light (L) correlated strongly with the distance of the single poplars trees. The surrounding habitats influenced the species composition. We find no influence on phytodiversity by the former use of the area and the size of the plantation. The mean species numbers of SRC are higher than those of arable fields but much lower than those of common grassland. In low structured landscapes dominated by intensive agriculture SRC could increase the habitat heterogeneity and local phytodiversity, provided that the cultures are managed with low intensity. The establishment of SRC on former grassland strongly decreases phytodiversity, and increases the endangerment of this habitat type and should be prohibited.

Zusammenfassung: In dieser Studie haben wir 30 Kurzumtriebsplantagen (KUP), bestockt mit *Populus ×canadensis*, im August und September 2015 vegetationskundlich untersucht. Der Einfluss der umliegenden Habitate, der Größe der Plantagen, der Bewirtschaftungsmaßnahmen, der vorherigen Nutzung sowie der Pflanzabstand auf die Zusammensetzung der Spontanvegetation wurde untersucht. Um Veränderungen im Laufe der Zeit nachzuweisen, haben wir die Anteile bestimmter Strategie- und Standorts-Typen, sowie der Lebensformen mit zunehmendem Alter der KUP geprüft. Grundsätzlich ist die Krautschicht von mehrjährigen, konkurrenzstarken und weit verbreiteten Arten geprägt, die häufigsten sind *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Taraxacum officinalis* agg. und *Cabystegia sepium*. Die mittlere Artenzahl beträgt 17,5 bei einer Aufnahme­fläche von 30 m². In älteren Plantagen nimmt die Artenzahl signifikant ab. Der Anteil der CR-Strategen und jener der Therophyten steigt mit dem Alter. Dies lässt darauf deuten, dass in älteren Plantagen ein höherer Störungsgrad vorliegt; eine Erklärung könnte der verstärkte Laubwurf und das Mulchen sein. Der Anteil der Waldarten und jener der

1 Martina PÖTL, Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Pflanzenwissenschaften, Botanischer Garten, Holteigasse 6, 8010 Graz; e-mail: martina.poeltl@uni-graz.at

2 Christian BERG, Karl-Franzens-Universität Graz, Institut für Pflanzenwissenschaften, Botanischer Garten, Holteigasse 6, 8010 Graz; e-mail: christian.berg@uni-graz.at

Phanerophyten nimmt mit dem Alter zu während Offenlandarten und Hemikryptophyten abnehmen. Die mittleren Nährstoffwerte nach Ellenberg nehmen mit dem Alter zu, während die mittleren Licht-Werte positiv mit dem Abstand der Pappeln in der Reihe korrelieren. Einen Einfluss der vorherigen Nutzung und der Größe der Plantage auf die Artenzusammensetzung der KUP konnten wir nicht finden. Im Vergleich zu Ackerflächen besitzen KUP eine höhere Phytodiversität, im Vergleich zu Grünlandflächen sind die mittleren Artenzahlen auf gleicher Fläche aber deutlich geringer. Werden KUP in Regionen etabliert, die von Acker- und Obstbau geprägt sind, können diese das lokale Artenspektrum erweitern und die Habitatheterogenität erhöhen. Sie sollten aber nur extensiv bewirtschaftet werden. Die Etablierung von KUP auf vormaligen Grünlandflächen ist dagegen naturschutzfachlich höchst bedenklich und sollte naturschutzrechtlich verboten werden.

Keywords: Phytodiversity, agriculture, landscape; energy crop; *Populus ×canadensis*; Styria, Austria.

Schlüsselwörter: Phytodiversität, Landwirtschaft, Landschaft; Energieholzplantagen; *Populus ×canadensis*; Steiermark, Österreich.

1. Einleitung

In den letzten Jahren ist die Nachfrage nach Holz als nachwachsendem Rohstoff zur Erzeugung erneuerbarer Energie deutlich gestiegen. Der Anbau schnellwachsender Gehölze in Form von Kurzumtriebsplantagen (KUP) nimmt dabei eine wachsende Rolle ein. In vielen Ländern der EU gibt es einen starken Flächenzuwachs von Kurzumtriebsplantagen, welche mit schnellwüchsigen, zum Stockausschlag befähigten Gehölzen wie Weiden, Pappeln oder Robinien bepflanzt werden (BAUM et al. 2009; TRETTER et al. 2010, Abb. 1). Im Steirischen Hügelland beginnt diese Nutzung das Landschaftsbild bereits deutlich zu verändern. Laut der Landwirtschaftskammer Steiermark wird das künftige Flächenpotential der Steiermark für Energieholzplantagen auf



Abb. 1: Kurzumtriebsplantage mit *Populus ×canadensis*; (Foto: Martina Pörtl, 9.9.2016).

Fig. 1: Short rotation coppice (SRC) with *Populus ×canadensis* (phot. Martina Pörtl, 9.9.2016).

17.000 ha geschätzt, wobei 9.000 ha auf Grünland- und 8.000 ha auf Ackerflächen entfallen (TRETTER et al. 2010). Aus diesem Grund ist es wichtig, die ökologischen Aspekte dieser Plantagen zu durchleuchten und Auswirkungen auf die Vegetation und das Landschaftsbild zu untersuchen.

Die Bewirtschaftung von KUP unterscheidet sich von der früher weiter verbreiteten Bewirtschaftung von Niederwäldern in mehreren Punkten: i) die Umtriebs- bzw. Rotationszeit ist deutlich kürzer (max. 20 Jahre), ii) KUP werden auf landwirtschaftlich genutzten Flächen angelegt, iii) es werden züchterisch optimierte, standortfremde oder fremdländische Baumarten gepflanzt, welche eine besonders hohe Biomasse-Ausbeute erwarten lassen (BAUM et al. 2009), aber meist nur wenigen Tieren Nahrung bieten und damit schlecht in unsere Ökosysteme eingebunden sind. Die Pflanzung der Gehölze erfolgt in Form von Stecklingen oder Setzstangen. Auch auf Grünland wird die Fläche umgebrochen und tiefgepflügt, was neben der Beseitigung des Grünlandes zu einem beachtlichen Ausstoß von CO₂ führt (HILDEBRANDT 2010). Pappel-Kurzumtriebsplantagen, werden mit einer Dichte von 1000–5000 Stecklingen pro Hektar bepflanzt. Die Umtriebszeit schwankt zwischen 2 und 15 Jahren, je nach Biomasse bzw. Erntemethode. Flächen, auf denen KUP etabliert wurden, dürfen rechtlich 30 Jahre als solche genutzt werden. Bleiben diese länger bestehen, wird das Areal als Wald definiert und unterliegt dem Forstgesetz. Zur Etablierung von KUP sind alle landwirtschaftlich genutzten Böden geeignet. Empfohlen werden Standorte mit Niederschlägen über 500 mm pro Jahr und einer maximalen Neigung von 10 % (LANDESKAMMER STEIERMARK 2009).

Verschiedene Studien aus Deutschland und Schweden haben gezeigt, dass Kurzumtriebsplantagen durchaus einen positiven Effekt auf die Habitat-Heterogenität und die lokale Phytodiversität haben können, vor allem in stark landwirtschaftlich geprägten Regionen (BAUM et al. 2009, BAUM et al. 2012, WEIH et al. 2003). Auch sukzessive Veränderungen in der Krautschicht konnten bereits nachgewiesen werden (LANGEVELD et al. 2012). Ziel unserer Studie war es, i) die floristische Zusammensetzung von KUP mit *Populus ×canadensis* zu untersuchen, ii) zu prüfen, welche Faktoren die Artenzusammensetzung am stärksten beeinflussen, und iii) die Ergebnisse in Hinblick auf den botanischen Naturschutz im Vergleich zu Acker- und Grünlandflächen der Region zu interpretieren.

2. Methodik

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Die untersuchten KUP befinden sich im südöstlichen Alpenvorland der Steiermark, in den politischen Bezirken Südoststeiermark, Weiz und Hartberg-Fürstenfeld. In Abb. 2 sind die Lokalitäten aller 30 Flächen dargestellt. Sämtliche KUP befinden sich in der kollinen Höhenstufe. Die mittlere Seehöhe beträgt 356 m ü. NN. Die Landschaft ist stark geprägt von Obst- und Ackerbau (derzeit überwiegend Mais).

Im Rahmen dieser Studie wurden ausschließlich Plantagen gewählt, welche mit *Populus ×canadensis* bestockt wurden. Es wurden ungefähr quadratische Flächen ausgewählt, um Randeffekte möglichst klein zu halten. Alle Plantagen waren frei zugänglich.

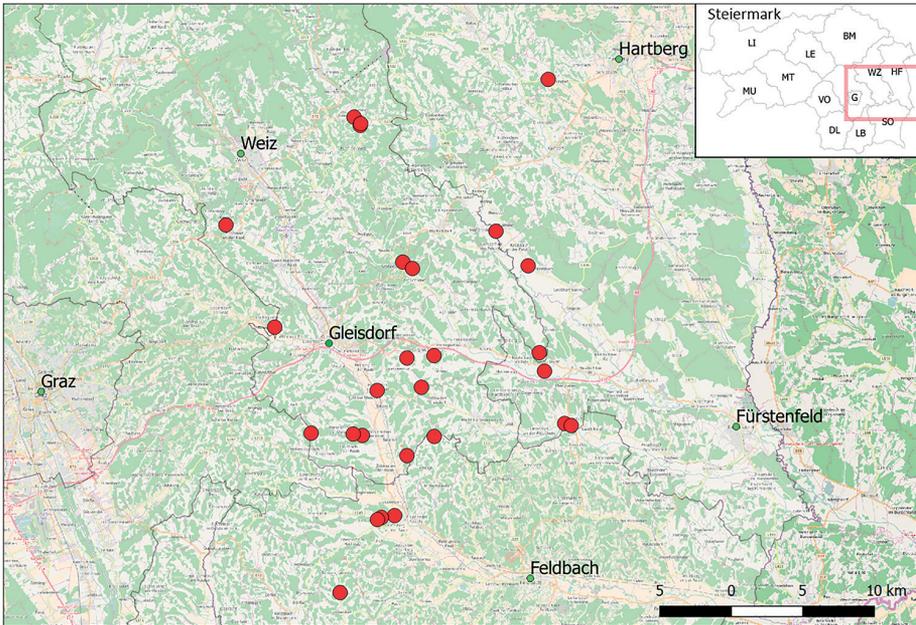


Abb. 2: Karte der Südost-Steiermark mit dem Untersuchungsgebiet; die roten Kreise stellen die untersuchten Pappel-Plantagen dar (erstellt mit QGIS 2.8.2; ESRI).

Fig. 2: Map of Southeastern Styria with area under investigation; red dots indicate the sampled areas (preparation of the map with QGIS 2.8.2; ESRI).

2.2. Vegetationsaufnahmen und Datengewinnung zu den KUP

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach der phytosoziologischen Methodik (BRAUN-BLANQUET 1964) im August und Anfang September 2015 durchgeführt. Neben den Gefäßpflanzen sind auch Moose aufgenommen worden. Die Aufnahmefläche betrug 30 m^2 ($5 \times 6 \text{ m}$). Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach FISCHER et al. 2008, die der Moose nach FRAHM & FREY 2004.

Als Näherungswert des Alters der KUP und damit für die Reife der Bestände wurde der Brusthöhendurchmesser (BHD, in cm) ermittelt. Dazu wurden drei durchschnittliche Bäume in 1,3 m Stammhöhe vermessen und die Werte gemittelt. Der Pflanzabstand wurde sowohl zwischen den Reihen sowie zwischen den Individuen innerhalb der Reihe gemessen. Auch die Größe der Plantage wurde erhoben (mittels QGIS, www.qgis.org/de/site/); die Mindestgröße betrug 0,5 ha, die Durchschnittsgröße 1,1 ha. Für jede Plantage wurden außerdem die Anzahl und die Typen der umliegenden Habitate, unterschieden nach Wald (naturnah), Acker, Grünland, Obstbau und Intensiv-Forst (naturfern), und ruderales Habitate, aufgenommen. Um Informationen zur vorherigen Nutzung der Fläche zu gewinnen, wurden Satellitenaufnahmen, welche bis ins Jahr 2003 zurückreichen, mit GIS.Steiermark (<http://gis2.stmk.gv.at/atlas>) ausgewertet. Alle KUP wurden auf ehemaligem Acker- oder Grünland errichtet. Der Grad der aktuellen Pflege konnte nur grob angegeben werden, wir beschränkten uns auf die Einteilung in Mahd, keine Mahd, und Herbizid-Einsatz. Wurde eine KUP bereits beerntet, wurde

dies vermerkt. Plantagen, welche erst im Jahr vor der Aufnahme beerntet worden sind, wurden nicht aufgenommen.

Ökologische Informationen zu den vorgefundenen Arten wurden der Datenbank BiolFlor (KÜHN & KLOTZ 2002) entnommen. Für jede Art wurde der Status, die Lebensform, der Strategie-Typ, der Standort-Typ sowie der ökologische Zeigerwert für Licht (L), Feuchtigkeit (F) und Stickstoff (N) nach Ellenberg (ELLENBERG et al. 1991) bestimmt. Der Standorts-Typ einer Art spiegelt wider, in welchem Habitat diese in der spontanen Vegetation bevorzugt anzutreffen ist. Dabei haben wir Wald-, Offenland-, Ruderal- und Saum-Arten unterschieden. Grundlegende Informationen zu den Strategietypen von Pflanzenarten sind KLOTZ & KÜHN 2002 zu entnehmen.

2.3 Verarbeitung und Analyse der Daten

Die Vegetationsaufnahmen und sämtliche Daten zu den KUP wurden in TurboVeg (HENNEKENS & SCHAMINEE 2001) eingegeben und anschließend mit dem Programm JUICE (TICHÝ 2002) analysiert. Für jede Aufnahme wurde die Artenzahl ermittelt und der Anteil der Standorts-Typen, Strategie-Typen sowie jener der Lebensformen in % berechnet. Um die Entwicklung dieser drei Parameter im Laufe der Zeit zu testen, wurden die Plantagen in junge (BHD < 9 cm) und alte (BHD > 9 cm) geteilt. Zur Überprüfung der Korrelation zweier Variablen wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman verwendet. Das Signifikanzniveau wurde bei $p = 0,05$ festgelegt. Um signifikante Unterschiede zwischen zwei Testreihen zu detektieren, wurde der Kruskal-Wallis-Test verwendet. Das Signifikanzniveau liegt hier ebenso bei $p = 0,05$. Sämtliche statistischen Auswertungen wurden mit dem Statistikprogramm PAST (HAMMER et al. 2001) durchgeführt. Nachdem fünf Plantagen in der Vergangenheit schon beerntet wurden, wurden die statistischen Tests einmal mit und einmal ohne diese KUP durchgeführt, um mögliche Auswirkungen eines Ernteeingriffs herauszufiltern.

Um Vergleiche mit anders landwirtschaftlich genutzten Flächen ziehen zu können, wurden aus der vegetationskundlichen Datenbank Österreichs Vegetationsaufnahmen von intensiv genutzten Äckern und bodenfrischen Grünlandflächen mit vergleichbarer Artenzusammensetzung aus der Südoststeiermark selektiert. Damit diese als Referenz zu den im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Aufnahmen dienen konnten, wurde nach der Aufnahmegröße (zwischen 25 und 35 m²), der Lokalität (Steirisches Hügelland) sowie der Seehöhe (ca. 230–610 m s. m.) selektiert. Nach dieser Vorselektion wurden jeweils 30 Aufnahmen mittels Zufallsfunktion ausgewählt.

3. Ergebnisse

3.1 Floristische Zusammensetzung und Phyto Diversität

In Tab. 1 sind alle vorgefundenen Arten sowie deren absolute Frequenz dargestellt. In den 30 KUP konnten insgesamt 139 Arten nachgewiesen werden. Die mittlere Artenzahl beträgt 17,5 (Stand-Abw. 7,0). Die artenärmste Aufnahme enthält lediglich 10 Arten, die artenreichste weist 42 Arten auf (Tab. 2). Grundsätzlich setzt sich die Vegetation aus häufigen, relativ weit verbreiteten Arten zusammen. *Dactylis glomerata* kommt in 66 %, *Holcus lanatus*, *Taraxacum officinale* agg. und *Calystegia sepium* kommen in 56% aller Aufnahmen vor.

Tab. 1: Vegetationsaufnahmen der 30 KUP; Arten geordnet nach deren Frequenz; [b] = 1. Baumschicht, [2b] = 2. Baumschicht, [k] = Krautschicht, [m] = Mooschicht. Arten welche nur in einer Aufnahme vorkommen sind unterhalb der Tabelle aufgelistet.

Table. 1: Vegetation relevés of 30 short rotation coppice (SRC), Species sorted by their frequency; [b] = 1. Tree layer, [2b] = 2. Tree layer, [k] = herb layer, [m] = moss layer. Singletons are displayed in the text below the table.

Aufnahmenummer		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30					
Artenname	Schicht																																			
	Frequenz																																			
<i>Populus x canadensis</i>	[b]	30	5	4	4	5	4	4	4	5	3	4	4	4	3	4	5	5	4	5	5	4	4	5	5	5	4	5	4	3	4					
<i>Dactylis glomerata</i>	[k]	20	5	2	3	2	4	.	2	2	.	.	2	2	2	2	2	3	+	3	1	.	+	+	4	2	+	.				
<i>Holcus lanatus</i>	[k]	17	.	3	3	+	.	.	3	.	3	.	2	5	+	1	.	.	2	.	2	1	3	.	.	.	+	.	.	1	1	1				
<i>Calystegia sepium</i>	[k]	17	2	2	+	1	+	1	3	1	.	1	1	.	1	+	2	+	.	1	.	1	2	.	.				
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	[k]	17	1	.	+	.	3	4	4	.	.	3	2	.	2	.	1	.	1	1	.	.	.	+	.	.	1	2	2	.	2	.				
<i>Equisetum arvense</i>	[k]	15	2	+	.	1	2	.	1	.	.	2	1	+	.	1	1	.	.	.	2	.	1	2	+	.	1	.				
<i>Poa pratensis</i>	[k]	15	1	.	2	.	.	1	2	.	.	3	2	2	2	3	.	.	2	2	2	.	.	4	.	.	.	2	1	.	.	.				
<i>Fraxinus excelsior</i>	[k]	14	r	.	.	1	+	r	.	+	.	1	+	.	+	.	+	.	2	1	+	2	.	.	r	.	.				
<i>Lolium perenne</i>	[k]	13	.	.	.	4	.	.	.	2	.	.	.	2	+	2	.	2	2	2	r	2	2	2	3	2	.			
<i>Galium aparine</i>	[k]	13	.	1	.	.	+	1	.	1	.	1	.	1	1	.	1	.	1	.	+	2	1	.	2	.			
<i>Eurhynchium hians</i>	[m]	13	1	.	+	.	2	1	2	.	1	.	.	+	.	2	1	1	2	.	2	2			
<i>Urtica dioica</i>	[k]	13	.	.	.	3	1	+	3	2	.	+	.	4	.	.	4	2	1	2	3	.	.	5	.			
<i>Alopecurus pratensis</i>	[k]	12	1	+	.	.	1	+	1	.	1	+	2	.	1	.	.	2	.	.	3	.	.	+	.			
<i>Elymus repens</i>	[k]	10	.	1	1	.	.	.	1	.	.	2	.	.	1	2	1	.	.	1	1	2	.	.			
<i>Cirsium arvense</i>	[k]	10	.	+	.	.	.	+	1	.	.	+	.	1	1	.	.	.	+	.	.	r	+	.	.		
<i>Carpinus betulus</i>	[k]	10	+	r	.	+	.	r	r	r	+	+	r	+		
<i>Rumex obtusifolius</i>	[k]	8	.	3	+	.	+	+	.	+	1	+	.	.	.		
<i>Euonymus europaeus</i>	[k]	8	1	+	.	.	+	1	1	1	+	+	.	
<i>Cornus sanguinea</i>	[k]	7	r	+	.	r	r	r	+	r		
<i>Geum urbanum</i>	[k]	7	+	+	.	+	1	+	1	.	.	+	.	
<i>Helictotrichon pubescens</i>	[k]	7	.	.	+	2	.	.	1	.	2	2	.	1	2	.		
<i>Aegopodium podagraria</i>	[k]	7	.	4	1	.	.	.	1	.	1	.	3	4		
<i>Prunella vulgaris</i>	[k]	7	.	.	1	2	3	.	.	1	2	2	1		
<i>Juncus effusus</i>	[k]	7	2	.	.	.	2	4	+	.	.	.	2	.	2	+	.		
<i>Epilobium parviflorum</i>	[k]	7	+	.	.	.	r	+	.	.	+	r	.	.	.	+	.		
<i>Glechoma hederacea</i>	[k]	6	.	.	.	2	1	4	1	.	2	.	.	+	.	
<i>Veronica chamaedrys</i>	[k]	6	.	.	2	+	2	+	1	
<i>Oxalis stricta</i>	[k]	6	1	+	1	+	.	.	.	+	.	
<i>Carex hirta</i>	[k]	6	.	.	1	1	+	.	.	4	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	[k]	6	2	1	1	.	.	
<i>Quercus robur</i>	[k]	6	.	.	+	.	r	r	+	.	.	.	+	
<i>Crepis biennis</i>	[k]	5	+	.	.	2	+	+	.	3	.	.	
<i>Achillea millefolium</i>	[k]	5	.	.	+	r	1	.	+	1	
<i>Plantago lanceolata</i>	[k]	5	.	.	2	+	.	
<i>Erigeron annuus</i>	[k]	5	1	1	.	.	1	1	1	
<i>Fragaria vesca</i>	[k]	4	1	2	.	2	.	.	.	1	
<i>Lathyrus pratensis</i>	[k]	4	.	.	1	1	.	1	.	1	
<i>Ranunculus repens</i>	[k]	4	1
<i>Poa trivialis</i>	[k]	4	3	3	2	.	.	1	
<i>Festuca sp.</i>	[k]	4	1	1	3	.	1	
<i>Festuca rubra</i>	[k]	3	2	2	2	.	.	
<i>Salix caprea</i>	[k]	3	1	+	
<i>Prunus avium</i>	[k]	3	r	+	
<i>Geranium pusillum</i>	[k]	3	1	+	
<i>Vicia cracca</i>	[k]	3	.	+	1	
<i>Solidago gigantea</i>	[k]	3	r	+	
<i>Trisetum flavescens</i>	[k]	3	.	.	+	2	2	.	
<i>Lycopus europaeus</i>	[k]	3	1	
<i>Lysimachia nummularia</i>	[k]	3	1	1	.	.	
<i>Symphytum officinale</i>	[k]	3	1	+	.	1	
<i>Galeopsis pubescens</i>	[k]	3	.	r	1	+	

Tab. 2: Wichtige im Gelände erhobene Daten zu den einzelnen Aufnahmen. BHD = Brusthöhen-durchmesser; EIV = mittlere Ellenberg Zeigerwerte; L M N = Licht, Feuchte, Nährstoffe.
 Tab. 2: Some features of the vegetation plots. BHD = Diameter at breast height; EIV = mean Ellenberg indicator values; L M N = light, moisture, nutrients.

Aufn.-Nr.	Deckung K-schicht (%)	Größe KUP (ha)	Abstand Pappeln (m)	Anzahl umlieg. Habitate	Mahd	Ernte der Pappeln	BHD (cm)	EIV L	EIV M	EIV N	vorherige Nutzung	Artenzahl
1	85	2,9	1,5	3	nein	nein	9	6,21	4,93	6	Acker	15
2	80	1,5	2,5	4	ja	nein	8	6,77	3,85	6,15	Grünland	14
3	100	1,4	2	3	nein	nein	5,6	6,44	3,8	3,76	Grünland	27
4	95	0,9	2,5	3	ja	nein	12,5	6,1	4,6	6,4	Grünland	11
5	60	2,5	0,5	4	ja	ja	6,2	6,19	3,81	5,1	Acker	22
6	80	2,4	0,5	3	ja	ja	1	6,13	4,44	5,69	Acker	17
7	80	0,5	1,8	3	ja	nein	8,5	6,93	3,86	5,29	Acker	15
8	80	0,9	1,5	3	ja	nein	11	5,89	4,44	5,22	Acker	10
9	40	0,5	1,8	2	herb	nein	7	6,13	4,87	3,87	Acker	16
10	100	1,2	0,5	3	nein	ja	5	6,53	4,71	4,94	Acker	19
11	85	1,3	1,5	4	nein	nein	8	6,56	3,88	6,31	Acker	17
12	95	1,7	1,5	4	ja	nein	9,5	6,4	4,2	4,5	Acker	11
13	90	1,5	0,5	3	ja	ja	7,5	6,42	4,32	6,26	Acker	20
14	15	1,7	1,8	4	nein	nein	4,5	6,29	5,19	6	Acker	22
15	95	0,6	2	4	nein	nein	15	5,85	3,69	5,46	Acker	15
16	100	0,5	2	2	nein	nein	10,5	6	4,91	5,09	Acker	12
17	40	0,6	2	3	ja	nein	9,5	6,4	3,1	6,1	Acker	12
18	40	0,6	1,8	2	ja	nein	9	5	3,88	5,13	Acker	10
19	30	0,5	1,8	2	nein	nein	12	6,68	4,11	4,21	Grünland	31
20	100	1,1	2,5	2	ja	nein	12,5	5,92	4,25	5,33	Grünland	13
21	100	1,4	2	3	nein	nein	6	6,49	4,7	4,03	Grünland	42
22	100	0,7	1,7	4	nein	nein	11	6,75	3,25	6,08	Acker	13
23	100	1	0,5	2	nein	ja	4	5,33	4,25	4,58	Acker	13
24	80	0,9	1,7	4	herb	nein	10,5	5,39	4,87	5,35	Acker	24
25	40	0,6	1,5	4	ja	nein	17	6	4,86	5,43	Acker	15
26	100	0,5	1,7	5	ja	nein	11,5	6,46	4,62	4,85	Grünland	27
27	100	0,9	1,5	3	nein	nein	12	6,07	4,71	5,79	Acker	15
28	100	1	1,5	2	ja	nein	13	5,77	4,31	6,54	Acker	14
29	100	1,2	2,5	4	ja	nein	6	6,61	4,06	4,67	Acker	19
30	60	0,6	1,5	3	nein	nein	11,5	5,42	4,83	6,08	Acker	13

Bezüglich der Standorts-Typen setzt sich die Begleitvegetation im Mittel folgendermaßen zusammen: 26,4 % sind Ruderal-Arten, 25,4 % Wald-Arten, 30,8 % Offenland-Arten und 7 % Saumarten (10,4 % Arten ohne Zuordnung). Die Offenland-Arten korrelieren stark negativ mit den Wald-Arten ($r_{sp} = -0,72$). Ein Einfluss der umliegenden Habitate auf die Verteilung der Standorts-Typen konnte nachgewiesen werden. Sind KUP nicht von ruderalen Habitaten (z.B. Straßen, Schutzplätze) umgeben, steigt der Anteil der Wald-Arten um 6,4 % an. Sind KUP von anthropogen gestörten Ufergehölzstreifen oder einer Ackerfläche umgeben, steigt der Anteil der Ruderal-Arten um 9,3 % bzw. 8,8 % an.

Eine pflanzensoziologische Zuordnung der KUP war nicht möglich. Die Krautschicht ähnelt in ihrer Zusammensetzung ruderalen Wiesen, allerdings mit einem viel höheren Anteil an Wald- und Saumarten. Die engsten Beziehungen ergeben sich zu den ruderalen Vorwald- und Gebüschgesellschaften (Robinieta Jurko ex Hadač & Sofron 1980), nur dass die Baumschicht von Menschenhand gepflanzt ist (ähnlich wie bei Forstgesellschaften). Auf Grund ihres geringen Alters weisen sie aber viele Merkmale einer Pioniervegetation mit noch sehr heterogen ausgeprägter Spontanflora auf. Innerhalb der 30 Aufnahmen ergab sich keine sinnvolle Gliederung, auch eine Ordination ergab keine längeren ökologischen Gradienten.

3.2. Bestandstruktur & Management und deren Einfluss auf die Artenzusammensetzung

Die Größe der Pappel-Plantagen sowie der Pflanzabstand der Bäume variieren stark, siehe Tab. 2. Die Größe der Plantage hat laut unseren Ergebnissen keinen Einfluss auf die mittlere Artenzahl. Bezüglich des Pflanzabstandes konnte eine positive Korrelation zwischen den mittleren Licht-Zeigerwerten der Aufnahmen und dem Abstand der Pappeln in der Reihe nachgewiesen werden ($r_{sp} = 0,45$). Der Pflanzabstand der einzelnen Reihen variierte bei den einzelnen Plantagen kaum. Einflüsse der vorherigen Nutzung der Fläche (Acker oder Grünland) und jene des aktuellen Managements konnten statistisch nicht verifiziert werden.

3.3 Entwicklung der Vegetation im Laufe der Zeit

Vergleicht man die Begleitvegetation jüngerer und älterer Plantagen, können klare Trends beobachtet werden. Die mittlere Artenzahl nimmt mit zunehmendem Alter der Plantage ab ($r_{sp} = 0,36$). Phanerophyten und Therophyten nehmen mit dem Alter zu ($r_{sp} = 0,43$; $r_{sp} = 0,41$), siehe Abb.3. Hemikryptophyten korrelieren wiederum negativ mit dem Alter der Plantage ($r_{sp} = 0,38$).

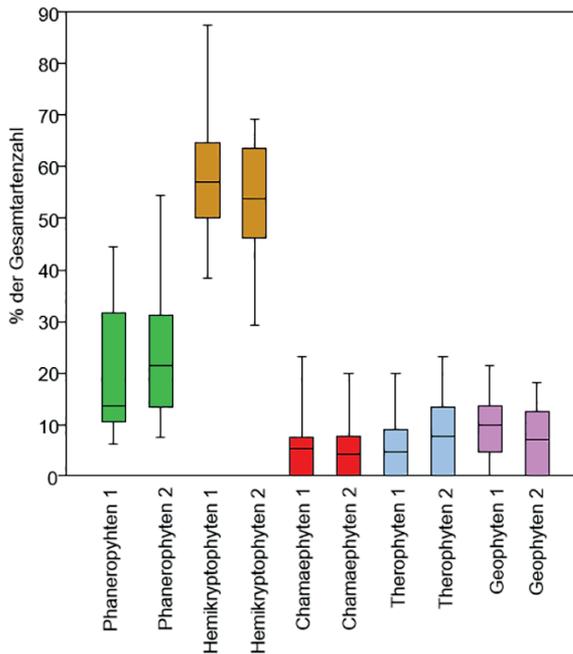


Abb. 3: Verteilung der verschiedenen Lebensformen in den KUP; Lebensform 1 = Verteilung in den jüngeren Plantagen (BHD < 9 cm, n = 15), Lebensform 2 = Verteilung in den älteren Plantagen (BHD > 9 cm, n = 15).

Fig 3: Boxplots of medians of life forms within the 30 SRC; life form 1 = percentage in younger plantations (BHD < 9 cm, n = 15), life form 2 = percentage in older plantations (BHD > 9 cm, n = 15)

Hinsichtlich der Verteilung der Strategie-Typen konnte nur der Trend nachgewiesen werden, dass die CR-Strategien mit dem Alter der Plantagen zunehmen ($r_{sp} = 0,4$, Abb. 4).

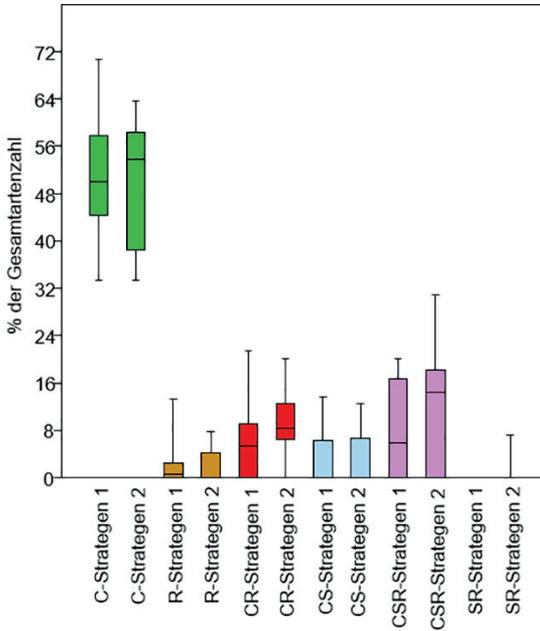


Abb. 4: Verteilung der Strategietypen in den KUP; Strategietyp 1 = Verteilung in den jüngeren Plantagen (BHD < 9 cm, n = 15), Strategietyp 2 = Verteilung in den älteren Plantagen (BHD > 9 cm, n = 15).

Fig. 4: Boxplots of medians of Strategy types of the 30 SRC; strategy type 1 = percentage in younger plantations (BHD < 9 cm, n = 15); strategy type 2 = percentage in older plantations (BHD > 9 cm, n = 15)

Die Verteilung der Standort-Typen ist recht heterogen und weist keine signifikanten Unterschiede auf (Abb. 5). Lediglich wenn die bereits geernteten Plantagen nicht miteinbezogen werden korrelieren die Wald-Arten positiv mit dem BHD ($r_{sp} = 0,4$).

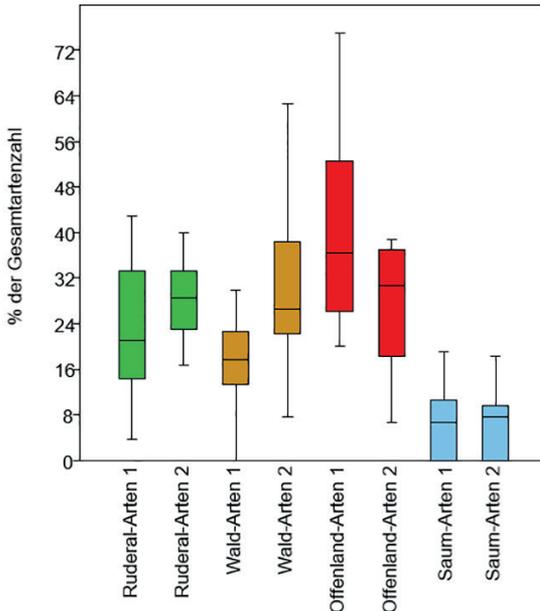


Abb. 5: Verteilung der Standort-Typen in den KUP; Standort-Typ 1 = Verteilung in den jüngeren Plantagen (BHD < 9,5 cm, n = 12); Standort-Typ 2 = Verteilung in den älteren Plantagen (BHD > 9,5 cm, n = 13).

Fig. 5: Boxplots of the medians of habitat preference types within the 25 SRC; habitat preference type 1 = percentage in younger plantations (BHD < 9,5 cm, n = 12); habitat preference type 2 = percentage in older plantations (BHD > 9,5 cm, n = 13).

Bezüglich der Zeigerwerte nach Ellenberg konnte eine Zunahme der N-Werte mit dem Alter der Plantage nachgewiesen werden ($r_{sp} = 0,47$). Bezieht man die bereits geernteten Plantagen mit ein, ist keine Beziehung zwischen N-Zahl und dem Alter feststellbar.

3.4 Bewertung und Vergleich mit Referenzflächen

Die Referenzaufnahmen der Ackerflächen weisen eine mittlere Artenzahl von 15,7 (Stand.-Abw. 5,4), jene der Grünlandflächen eine mittlere Artenzahl von 36,9 (Stand.-Abw. 3,8) auf. Die mittlere Artenzahl der KUP ist mit 17,5 also knapp höher als jene der Äcker, allerdings deutlich niedriger als jene der Referenzwiesen, obwohl keineswegs naturschutzfachlich hochwertige, sondern intensiv genutzte Frischwiesen ausgewählt wurden. In Tab. 3 sind die mittleren Zeigerwerte für Stickstoff (N), Licht (L) und Feuchtigkeit (F) der Referenzflächen sowie jener der Pappel-Plantagen aufgelistet. Im Vergleich zu den Wiesenflächen weisen die KUP deutlich höhere, im Vergleich zu den Ackerflächen deutlich niedrigere N-Werte auf. Die L- und F-Werte sind annähernd gleich.

Tab. 3: Artenzahlen und ökologische Zeigerwerte von KUP und den Referenzflächen im Vergleich; dargestellt sind die gemittelten N-, L- und F-Werte sowie die mittleren Artenzahlen der untersuchten Pappel-Plantagen sowie jene der Referenzflächen.

Tab. 3: Mean Ellenberg indicator values for nutrients, light and moisture and the mean species numbers for the SRC in comparison to arable fields and grassland of the reference relevés.

	Anzahl Aufnahmen	mittlere Artenzahl	mittlere N-Werte	mittlere L-Werte	mittlere F-Werte
KUP	30	17,5	5,34	6,17	4,31
Wiesen	30	36,9	4,01	6,28	4,19
Äcker	30	15,7	6,33	6,58	4,36

4. Diskussion

4.1. Floristische Zusammensetzung und Phytodiversität

Die Begleitvegetation von KUP setzt sich in erster Linie aus häufigen, mehrjährigen Arten mit hoher Konkurrenzkraft zusammen. Im Gegensatz zu Studien aus der Schweiz und aus Deutschland konnten wir keine Rote-Liste-Arten nachweisen. DELARZE & CIARDO 2002 sowie BURGER 2006 konnten in jungen Plantagen bis zu 17 Rote-Liste-Arten vorfinden, wobei diese mit fortschreitendem Alter der Flächen weniger häufig auftraten bzw. komplett verschwanden. Beides deutet darauf hin, dass das Vorkommen von gefährdeten Pflanzenarten in KUP keine Eigenschaft der KUP selbst ist, sondern von deren Vorhandensein vor der Bepflanzung oder in der Umgebung abhängt. Werden sie auf artenarmen Grünland oder Äckern etabliert, wie im Fall der Steiermark, dürfte der Anteil an Rote-Liste-Arten schon im Vorbestand gering gewesen sein. Es kann daher festgehalten werden, dass KUP kein Habitat für gefährdete Pflanzenarten darstellen.

Die grundsätzliche Verteilung der Standorts-Typen ist laut unserer Studie relativ ausgeglichen. BAUM et al. 2013 untersuchte die Verteilung der Standorts-Typen von KUP in Deutschland und Schweden bezüglich der aktuellen Vegetation und der Diasporenbank der oberen Bodenschicht. Die Ergebnisse zeigten, dass in der aktuellen

Vegetation Offenland-Arten dominieren, gefolgt von Ruderal- und Wald-Arten. In der Diasporenbank dominierten Ruderal-Arten. Samen von Wald-Arten sind im Boden so gut wie keine (0,4 %) enthalten. Dies zeigt, dass Wald-Arten in KUP einwandern und sich nicht aus der Samenbank etablieren. Nachdem die vorherige Nutzung ausschlaggebend ist, welche Samen im Boden überdauern, scheint diese vor allem in den ersten Jahren nach der Etablierung einer KUP einen großen Einfluss zu haben. Da die von uns untersuchten Plantagen sehr unterschiedlich alt waren, konnten wir keinen Einfluss der vorherigen Nutzung auf die Verteilung der Standort- sowie Strategietypen nachweisen. Lediglich die umliegenden Habitats beeinflussen die Zusammensetzung der Krautschicht, wobei bei ackerbaulich geprägtem Umland die Ruderal-Arten am stärksten auch in KUP eindringen.

4.2. Bestandstruktur und Management und deren Einfluss auf die Artenzusammensetzung

Im Gegensatz zu den Ergebnissen von ARCHAUX et al. 2010 hat unsere Studie ergeben, dass der Abstand der Pappeln in der Reihe einen größeren Einfluss auf die Lichtbedürfnisse der Arten hat als das Alter der Plantage. Entsprechend WEIH et al. 2003 konnten wir ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen der Alphadiversität und der Größe der Plantage bzw. der Dichte der Bestockung nachweisen. Bezüglich des Einflusses des aktuellen Managements konnten wir keine Aussage tätigen. Es ist jedoch auffällig, dass viele der Plantagen sehr intensiv bewirtschaftet werden, was aus unserer Sicht nicht nötig ist, um eine gewünschte Ausbeute an Biomasse zu erhalten. Bei der Suche nach geeigneten Flächen konnte auch beobachtet werden, dass manche Flächen gefräst werden, um ein Aufkommen der Krautschicht zu unterbinden. Solch drastische Eingriffe sind keinesfalls notwendig um ein gutes Wachstum der Pappeln zu gewährleisten und sollte unbedingt unterlassen werden.

4.3. Sukzessive Veränderungen in der Begleitvegetation

Eine erwartbare Zunahme von Wald-Arten im Laufe der Zeit fanden auch BAUM et al. 2013 und KROIHER et al. 2008. Die Dominanz der C-Strategen lässt auf eine gewisse Grundstabilität des Habitats nach dem Eingriff der Pflanzung schließen. In älteren Plantagen steigt nach unseren Ergebnissen der Anteil an CR-Strategen und an Therophyten. Andere Studien ergaben wiederum, dass der Anteil der Therophyten in älteren Plantagen abnimmt (HEILMANN et al. 1995). Da CR-Strategen oft (große) Therophyten sind, z. B. *Galium aparine*, *Impatiens glandulifera*, *Persicaria maculosa* oder *Galeopsis pubescens*, ist der Zusammenhang durchaus erklärbar. Das Vorkommen dieser Arten deutet darauf hin, dass in älteren Plantagen eine Art Störung auftritt, welche in jungen KUP nicht auftritt und welche kleinere Therophyten unterdrückt. Dies könnte die Zunahme von Falllaub in älteren Plantagen sein, während parallel dazu noch nicht genügend Waldarten, die Falllaub tolerieren, eingewandert sind. Eine weitere Störung mit ähnlichen Auswirkungen könnte im Management liegen, da viele KUP mehrmals im Jahr gemulcht werden, wobei das Mähgut liegen bleibt. Verrottendes Laub und Mähgut lockt dann auch stickstoffliebende Arten an, was die Zunahme der N-Werte in älteren Plantagen erklärt. Bezüglich des Artenreichtums von KUP haben mehrere Untersuchungen gezeigt, dass die Artenzahlen in den ersten zwei Jahren nach der Etablierung steigen und danach kontinuierlich abnehmen (BIRMLE et al. 2015, ARCHAUX et al. 2010,

DELARZE & CIARDO 2002). Dass die Artenzahlen in älteren Plantagen abnehmen, konnten wir bestätigen. Unsere Ergebnisse zeigen aber, dass eine anfängliche Zunahme der Artenzahl nur dann zu erwarten ist, wenn die Plantage auf einer ehemaligen Ackerfläche etabliert wurde. Wiesenflächen weisen in unserem Gebiet mehr als doppelt so viele Arten auf wie Pappel-Plantagen. Solche Artenzahlen dürften für Pappelplantagen nicht erreichbar sein.

4.4. Bewertung und Vergleich mit Referenzflächen

Pappelplantagen können strukturelle Elemente in einer strukturarmen, ausgeräumten Agrarlandschaft darstellen. Sie können somit die standörtlich-strukturelle Vielfalt der Landschaft erhöhen. Auf Grund zahlreicher Nachteile sind sie aber selbst Fremdkörper in der Landschaft mit nur einem höchst eingeschränkten Naturschutzwert. Zu nennen wäre hier die Bastard-Pappel selbst (häufig als optimierte Sorte), die kein Element unsrer Naturlandschaft ist, zum anderen die häufigen Mulchtermine und Herbizidanwendungen, sowie die kurzen Umtriebszeiten der Gehölze, die für Waldarten kaum tolerierbar sind, wogegen Offenlandarten durch die waldartige Struktur ausgeschattet werden. Ihr Artenreichtum ist zwar gegenüber intensiv genutzten Äckern leicht erhöht, fällt aber im Vergleich zu Grünland stark ab. KUP sind deshalb nur für häufige, nährstoffliebende und schattentolerierende Arten interessant und stellen kein Habitat für gefährdete Pflanzenarten dar. Die gemittelten N-Werte der KUP sind niedriger als jene der Vergleichsäcker, da KUP meist nicht stark gedüngt werden und somit weniger N-liebende Arten aufweisen als Ackerflächen. Durch das häufige Mulchen ist der N-Eintrag allerdings doch beachtlich und auch deutlich höher als in den Vergleichswiesen. Die Etablierung von KUP auf ehemaligen intensiv genutzten Ackerflächen trägt schwach positiv zur lokalen Phytodiversität bei, während sich die Etablierung von KUP auf ehemaligem Grünlandflächen sehr nachteilig auf die Phytodiversität auswirkt. KUP tragen hier zum weiteren Rückgang des gefährdeten Grünlandes bei, zumal ja vor der Anlage der Pflanzungen kaum die Qualität des Grünlandes geprüft wird und der negative Effekt bei artenreichem Grünland noch viel größer wäre.

5. Fazit

In stark ackerbaulich geprägten Regionen können Kurzumtriebsplantagen die Landschaft bereichern, vorausgesetzt sie werden auf ehemaligen Ackerflächen etabliert und extensiv bewirtschaftet. Die derzeit anzutreffende Bewirtschaftung ist allerdings entschieden zu intensiv, so dass artenarme Bestände aus häufigen Ruderal- und Wiesenarten entstehen, welche kaum einen Naturschutzwert aufweisen. Die Etablierung von KUP auf Grünland sollte aus ökologischer Sicht vollständig unterlassen werden, da Grünland der naturschutzfachlich erheblich wertvollere Lebensraum ist, der jetzt schon stark gefährdet ist (ESSL et al. 2002). Es sollte also mindestens im Antragsfalle das Grünland vorher geprüft werden und bei einer Diversität von über 17 Arten auf 30 m² die Erlaubnis versagt werden. Keinesfalls sollten öffentliche Fördergelder für solch eine Umwandlung ausgeschüttet werden. Um den ökologischen Wert von Kurzumtriebsplantagen zu steigern, sollten die Abstände zwischen den Reihen und Einzelbäumen innerhalb einer Plantage variiert werden, und der Grad der Bewirtschaftung deutlich reduziert werden.

Literatur

- ARCHAUX F., CHEVALIER R. & BERTHELOT A. 2010: Towards practices favourable to plant diversity in hybrid poplar plantations. – *Forest Ecology and Management* 259: 2410–2417.
- BAUM S., WEIH M., BUSCH G., KROIHER F. & BOLTE A. 2009: The Impact of Short Rotation Coppice plantations on phytodiversity. – *Landbauforschung- vTI Agriculture and Forestry Research* 3 (59): 163–170.
- BAUM S., WEIH M. & BOLTE A. 2012: Stand age characteristics and soil properties affect species composition of vascular plants in short rotation coppice plantations. – *BioRisk* 7: 51–71.
- BAUM S., WEIH M. & BOLTE A. 2013: Floristic diversity in Short Rotation Coppice (SRC) plantations: Comparison between soil seed bank and recent vegetation. – *Applied Agriculture and Forestry Res.* 3: 221–228.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. – Springer, Berlin [u. a.].
- BURGER F. 2006: Zur Ökologie von Energiewäldern. – *Schriftenreihe des deutschen Rates für Landespflege* 79: 74–80.
- DELARZE R. & CIARDO F. 2002: Rote Liste-Arten in Pappelplantagen – Eidg. Forschungsanstalt WSL, Informationsblatt Forschungsbereich Wald 9: 3–4.
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSEN D. 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* 18, 248 S.
- ESSL F., EGGER G. & ELLMAUER T. 2002: Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. – Umweltbundesamt Monographien 155.
- HADAČ E. & SOFRON J. 1980. Notes on syntaxonomy of cultural forest communities. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 15: 245–258.
- HAMMER Ø., HARPER D. A. T. & RYAN P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. – http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- HILDEBRANDT C. 2010: Kurzumtriebsplantagen – eine Bewertung aus Naturschutzsicht. – Bundesamt für Naturschutz (BfN). Agrarholz 2010.
- HEILMANN B., MAKESCHIN F. & REHFUESS K. E. 1995: Vegetationskundliche Untersuchungen auf einer Schnellwuchsplantage mit Pappeln und Weiden nach Ackernutzung. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 114(1): 16–29.
- KLOTZ S. & KÜHN I. 2002: Ökologische Strategietypen. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38: 197–201.
- KROIHER F., BIELEFELD J., BOLTE A. & SCHULTER M. 2008: Die Phytodiversität in Energieholzbeständen: erste Ergebnisse im Rahmen des Projektes NOVALIS. – *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 42: 158–165.
- KÜHN I. & KLOTZ S. 2002: Systematik, Taxonomie und Nomenklatur. In: KLOTZ S., KÜHN I. & DURKA W. (Hrsg.): BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38.
- LK STEIERMARK [LANDESKAMMER STEIERMARK] 2009: Kurzumtrieb: Was ist das? – Landeskammer für Land- und Forstwirtschaft Steiermark. link: www.lk-stmk.at.
- LANGVELD H., QUIEST-WEESSEL F., DIMITRIOU I., ARONSSON P., BAUM CH., SCHULZ U., BOLTE A., BAUM S., KÖHN J., WEIH M., GRUSS H., LEINWEBER P., LAMERSDORF N., SCHMIDT-WALTER P. & BERNDIS G. 2012: Assessing Environmental Impacts of Short Rotation Coppice (SRC) Expansion: Model Definition and Preliminary Results. – *Bioenergy Res.* 5: 621–635.
- TRETTER H. & LANG B. 2009: Energieholz von Kurzumtriebsflächen. – Klimaschutzinitiative klima:aktiv vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- WEIH M., KARACIC A., MUNKERT H., VERWIJST T. & DIEKMANN M. 2003: Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). – *Basic and Applied Ecology* 4: 149–156.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [146](#)

Autor(en)/Author(s): Pörtl Martina, Berg Christian

Artikel/Article: [Vegetationskundliche Untersuchung von Kurzumtriebsplantagen \(KUP\) bestockt mit Populus xcanadensis im südoststeirischen Alpenvorland 5-18](#)