

University of South Bohemia in České Budějovice
Faculty of Science



Spontaneous vegetation succession in mined peatlands

PhD. Thesis

Mgr. Petra Konvalinková

Supervisor: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

Faculty of Science, University of South Bohemia in České Budějovice

České Budějovice 2010

Annotation

Konvalinková P. (2010): Spontaneous vegetation succession in mined peatlands. - PhD. Thesis [in English], University of South Bohemia, Faculty of Science. České Budějovice, Czech Republic, 97 pp.

Spontaneous vegetation succession in mined peatlands in the Czech Republic was studied using the space-for-time substitution approach. The study focused on the variability of vegetation in traditionally mined (block-cut) and industrially mined (milled) peatlands. The influences of age, abiotic site factors, as well as landscape factors were analysed. The thesis summarizes also the state of current knowledge on various groups of organisms (plants, algae, fungi, and animals) in the extracted peatlands in the Czech Republic.

The recommendations for the ecological restoration of mined peatlands are given.

Disertační práce v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou.

Declaration

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji disertační práci jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

České Budějovice, 22th September

Petra Konvalinková

Acknowledgements

Foremost, I want to sincerely thank my supervisor Karel Prach for his advice, help, and endless patience; and also for bringing me along the road of this theme. It was always a pleasure for me to be in his company, especially on our unforgettable journeys to conferences or into the field.

I also want to say thanks to all of the other co-authors for their work.

I'd like to thank J. Matouš, J. Bláha, M. Hátle, L. Rektoris, and V. Melichar for enabling my research on the selected peatlands and giving me the necessary information.

I am grateful to the persons from the Agency for Landscape and Nature Protection, Czech Hydrometeorological Institute, as well as those administering The Czech National Phytosociological Database for their free provision of data.

My gratitude goes to all the technicians in the Institute of Botany for the chemical analyses. Additionally, many thanks are expressed to all the people in the library for their readiness to help.

Many thanks go to Klára Řehounková and Jiří Řehounek for their efforts promoting the interesting life of mined sites to the public, and for enabling me to take a part in this.

Special thanks go to all of my friends for their help in the field, and for making my time here so joyful. Thanks especially to Evka, Ondra, Honza, Hanka, and Vít'a.

I am indebted to Eliška Vicherová for kindly helping me in determining the bryophytes, and for affecting me with her great enthusiasm for them.

My thanks also go to Iva Bufková, Marek Bastl, Petr Horn, Michal Hájek, and Petr Šmilauer for answering all of my questions.

Finally, my gratitude goes to object of my study: to all the peatlands, for their beauty, variety of colours, and variations, and for all of the accidental surprises they had planned for me.

Financial support

The presented work was supported by grants: DBU 91-0041-AZ26858-33/2, MSM 6007665801, AVOZ 60050516, and GA AV CR IAA600050702.

Petra Konvalinková: Spontaneous vegetation succession in mined peatlands.
PhD Thesis

Vyjádření spoluautora:

Publikovaný článek (Chapter II) a následující rukopis (Chapter III) jsou převážně prací Petry Konvalinkové, já jsem se podílel hlavně na částech úvod a diskuse. Do článku v tisku (Chapter IV) přispěla PK částí o rašeliništích a dalšími poznámkami. Další dva česky psané rukopisy jsou zcela jejím dílem. U prvního (Chapter V) je sice uvedeno hodně spoluautorů, ti ale jen dodali údaje. K těmto pracím se mohu vyjádřit jako editor příslušných sborníků.

V Českých Budějovicích, 8.10.2010

Karel Prach

TABLE OF CONTENTS:

Chapter I	Introduction	1
Chapter II	Spontaneous vegetation succession in mined peatlands: a multi-site study Konvalinková P. & Prach K. Preslia 82 (4), 2010 (in press)	17
Chapter III	Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: a multi-site analysis from Central Europe Konvalinková P. & Prach K. (manuscript)	37
Chapter IV	Restoration of Central European mining sites: a summary of a multi-site analysis Prach K., Řehounek J., Řehounek J. & Konvalinková P. Landscape Research (accepted)	57
Chapter V	Těžená rašeliniště [Mined peatlands] Konvalinková P. (ed.) In: Řehounek J., Řehouneková K., Prach K. (eds.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. [Ecological restoration of sites disturbed by mining activities and industrial deposits] Calla, České Budějovice, 2010 (In Czech)	65
Chapter VI	Spontánní sukcese vegetace na těžných rašeliništích: možná cesta obnovy? (předběžné sdělení) [Spontaneous revegetation of mined peatlands: a possible tool of restoration? (Preliminary results)] Konvalinková P. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41, Mater. 21: 135-140, 2006 (In Czech)	85
Chapter VII	Conclusions	93



CHAPTER I

INTRODUCTION

Succession is both a widespread and popular field of research (Walker & del Moral 2003). As the pressures of humans on nature grow greater, the more studies deal with succession on biotops, which have either been changed or degraded by human activities. In the last few decades, more and more attention has been paid to sites that were completely destroyed by humans; which at the same time, however, have led to the creation of new habitats, as well (Harris et al. 2003). A good example of such sites are those disturbed by mining activities (sand pits, quarries, spoil heaps after coal or uranium mining, or harvested peatlands). The reasons for studying succession in these sites are not only theoretical but often practical; as are the results of such investigations, which are often implemented into the form of some restoration measures (van Andel & Aronson 2005).

Surely, there are some general principles and trends which are common for all of the different disturbed habitats.

However, it seems that peatlands are special in certain respects:

- ◆ The first difference between peat extraction and other mining sites is in the range and type of habitats they destroy. Peat extraction occurs in a very specific vegetation type, mainly ombrotrophic bogs (Stoneman & Brooks 1997; Vasander et al. 2003; Renou et al. 2006). Although for different reasons, this difference is also reflected in Czech law, as peat extraction is treated by its own laws, separate from that for the mining of other materials/minerals (sand, coal, stone, etc.).
- ◆ Peat is an organic substrate with specific characteristics, largely influencing the processes of colonization and succession (Salonen & Setälä 1992; Price & Whitehead 2004).

This is why I focus more on the description of peatlands and their specificity (as well as the succession that proceeds in those disturbed ones) in the following introductory text; rather than on the general principles of succession, which are well described in other studies on succession (Glenn-Lewin et al. 1992; Walker & del Moral 2003).

Peatlands - definitions, types, development, and distribution

The English terminology used for peatlands is not always employed uniformly (for a detailed discussion on the terminology see e.g. Wheeler & Proctor 2000). I will adhere to the following definitions throughout the text.

The ecological definition of a **peatland**, concerning its processes and

dynamics, is as follows: Peatlands are terrestrial or semi-terrestrial ecosystems where organic material (peat) accumulates due to incomplete decomposition under more-or-less water-saturated conditions. Accumulation of the peat is the result of anoxic conditions, low pH, the low decomposability of the plant material, and other complex causes (Gorham 1991; Rydin & Jeglum 2006, etc.). From the practical point of view, the term “peatland” is defined as peat-covered terrain with a minimum peat depth of 30 cm (Joosten & Clarke 2002; Montanarella et al. 2006). The term, under this definition, is often used in forestry and land management, for which the peat depth is crucial (Rydin & Jeglum 2006).

Mire is another term frequently used in botanical and ecological investigations. It has a slightly different meaning than the term peatland has. Mire is wet terrain dominated by living peat-forming plants. Hence, mire is also a site with peat accumulation, but with a depth of peat not thick enough to be qualified as peatland. On the other hand, a site being used for peat harvesting is still a peatland, but it is not a mire. In botanical literature, mire is sometimes used as a collective term for fen and bog (Wheeler & Proctor 2000; Rydin & Jeglum 2006).

Peatland types

Peatlands can be classified from many points of view, *e.g.* nutrient content, hydrologic regime, morphology, and vegetation (Dohnal et al. 1965; Steiner et al. 1992; Stoneman & Brooks 1992; Lappalainen 1996; Dierssen & Dierssen 2001; Joosten & Clarke 2002). A simplified hydrological classification distinguishes two main peatland types. **Minerotrophic** peatlands are supplied by mineral soil groundwater; **ombrotrophic** ones are supplied by precipitation (Steiner et al. 1992). Many mire ecologists follow the simple convention of using the term **fen** (or *Niedermoor* in German literature) for minerotrophic mires and **bog** (*Hochmoor*) for the ombrotrophic ones (Rydin & Jeglum 2006; Joosten & Clarke 2002). I also follow this convention in this thesis. Sometimes, mixed mires (*Übergangsmoore*) are also characterised with both types of nutrient supply, and both bog and fen features (Steiner et al. 1992; Rydin & Jeglum 2006).

As a result of the extreme conditions, mires generally are relatively poor in species when compared with mineral soils in the same biogeographic region. However, many peatland species are highly specialized and not found in other habitat types (Joosten & Clarke 2002). The present-day peatland vegetation in the Czech Republic can be classified into two main vegetation types. These are classified according to the phytosociological concept (Steiner et al. 1992):

◆ class Scheuchzerio-Caricetea fuscae TX. 1937; which is typical of the usually mesotrophic, acid to base-rich sites of the entire Northern Hemisphere. The vegetation is dominated by low-growing *Carex* spp., brown-mosses,

Sphagnum mosses, and some herb species.

◆ class Oxycocco-Sphagnetea BR.-BL. et TX. 1943; which is typical for oligotrophic, acid, and often ombrotrophic mires of the entire Northern Hemisphere. The vegetation is found along with bog pine (*Pinus rotundata*), a taxon endemic to Central Europe (Businský 1998), which also belongs to this class. It was described as as. Pino rotundatae-Sphagnetum KÄSTN. et FLOSS. 1933, corr. NEUHÄUSL 1969.

For a detailed classification, see e.g. Rybníček et al. (1984), and Steiner et al. (1992).

Peatland development

The development of peatlands can be explained in relationship to the major sites' environmental factors: climate, relief, parent material, biota, and time (Gorham 1957).

The development of most peatlands are generally the product of the last 10 000 years, *i.e.* the Holocene (Barber 1993; Holden 2005; Rydin & Jeglum 2006). Most of the extant Northern Hemisphere peat was formed on terrain opened after the retreat of Pleistocene glaciers (Rydin & Jeglum 2006). Palynological studies carried out in the Czech Republic showed that the oldest layers of most peatlands there were also created at the end of the last ice age. They developed mainly from initial fen vegetation, but also occasionally from aquatic vegetation (Jankovská 1980; Bragg & Lindsay 2003).

Because of the historic development and climatic conditions, there are no purely ombrotrophic bogs in the Czech Republic (Dohnal et al. 1965). At the foundation of all peatlands there is always a layer of fen peat of different thickness, depending on the regional site's conditions during the development of the peatland (Barber 1981; Jankovská 1980).

Distribution of peatlands

The total peatland area is now estimated to be 4.16×10^6 km², or about 3% of the globe's total land area (Lappalainen 1996; Joosten & Clarke 2002). At least 80% of the peatlands are in areas with northern temperate or cold climates, 15 - 20% is tropical or subtropical, and only a few % are in the southern temperate or cold climates. Russia and Canada each have roughly one third of the global peatlands; and together with the USA and Indonesia comprise ca. 85% of all peatlands (Joosten & Clarke 2002). In terms of percentage of peatland coverage, high values are noted for Finland (25%), followed by Estonia, Ireland, Sweden, Indonesia, and Canada (Joosten & Clarke 2002; Vasander et al. 2003; Montanarella et al. 2006). For comparison, the cover of peatlands in the Czech Republic is estimated to be 240 km², which is 0.3% of the country area (Bragg & Lindsay 2003; Montanarella et al. 2006).

Mined peatlands

Use of peatlands and peat

In many European countries the original peatland coverage was considerably larger than it is today (Joosten & Clarke 2002; Bragg & Lindsay 2003; Vasander et al. 2003; Rydin & Jeglum 2006, etc.). Several European countries have lost more than 80% of their original peatland areas. It is estimated that 55% of the original peatland area in the Czech Republic was lost (Bragg & Lindsay 2003).

Large peatland areas have been drained or altered for agriculture and forestry. At present, 14% of the total peatland area in Europe is used for agriculture, with the largest portions found in Russia, Germany, Belarus, Poland, and Ukraine. The main uses in agriculture are as hayfields and pastures, for the growing of agricultural crops (grains, grasses, and vegetables), cranberry cultivation, or for bio-fuel production (Bragg & Lindsay 2003; Rydin & Jeglum 2006)

The main uses of peat are for fuel, horticulture, sources of organic compounds, and in absorption systems (Dohnal et al. 1965; Rydin & Jeglum 2006). Additionally, the use of peat for balneology has a long history; documented in the Czech Republic from 200 years ago (Dohnal et al. 1965). Worldwide, about 50% of the peat extracted is used as an energy source; however, in some countries this represents the major usage (*e.g.* Ireland, Finland) (Joosten & Clarke 2002; Vasander et al. 2003, Renou et al. 2006).

Fuel peat is derived from both blanket and raised bogs (both are types of ombrotrophic bogs), while peat for the horticultural industry tends to emanate mainly from raised bogs (Stoneman & Brooks 1997). As a substrate for horticulture, *Sphagnum* peat has special properties for the growing of plants in pots and in nursery beds: good moisture retention, good aeration, and a high cation exchange capacity (Rydin & Jeglum 2006; Joosten & Clarke 2002).

In the Czech Republic, most peat is mined for horticultural purposes, and also in much smaller amounts for balneology (Dohnal et al. 1965; Bragg & Lindsay 2003). Therefore, the majority of peat extraction occurs in raised bogs which are often covered with stands of *Pinus rotundata* (or its hybrids).

Types of peat extraction

Two main types of extraction were and still are used in the Czech Republic. During both types of extraction, both the structure (the vegetation, and acrotelm/catotelm structure) and the main functions of these bogs are destroyed.

Block-cutting was used for peat extraction until the 1950's. It was done manually. The sites were first drained, and then the peat was cut along either the main or side ditches. The relief after abandonment was often a mosaic of wetter (cut-away) and drier areas (baulks that remained uncut) (Stoneman & Brooks

1997). Usually, a quite thick layer of peat was left unmined within the site. Only a part of the bog was dug, thus remnants of the bog vegetation were preserved near the cutting area. Most of the larger bogs in the border mountain regions were affected by this type of peat extraction (Dohnal et al. 1965).

The **Milling method** (mechanical industrial mining) replaced the less-effective hand-cutting in the middle of the twentieth century. This is accompanied by very effective drainage, enabling the use of heavy machinery. The whole, or nearly the whole area, of the peat deposit is usually mined down to the subsoil layer. After mining, only a vast flat area is left, with the system of drainage channels, approx. 25m apart, with almost no (or only a thin layer of) compressed and highly decomposed fen peat remaining.

After-usage of mined peatlands

After block-cutting the sites were left to spontaneous succession, or the extraction was continued by the milling method. The main after-usages of industrially mined peatlands are agriculture, forestry, and the creation of wetlands (Renou et al. 2006; Rydin & Jeglum 2006; Orru & Orru 2008). A frequent alternative in many countries is forestry (Vasander et al. 2003; Picken 2009). Some sites are used for growing cranberries or for energy crops. Less often, wilderness parks with ponds and wetlands are created for wildlife, educational activities, and tourism (Renou et al. 2006; Picken 2009).

In the Czech Republic, the prevailing method of reclamation is afforestation. This is partly due to the law, and partly because of economic interests. Only a small proportion is left to spontaneous succession.

Studies on mined peatlands

Peatlands are studied by scientists from many particular fields. The aims of some studies were to describe the structure (vegetation, animals, soil biota, and peat characteristics), or to understand the processes occurring here; as well as their influence on hydrology, gas emissions, or biota.

Spontaneous and restored sites have been compared in several studies. Many observational and experimental studies as well as studies monitoring various restoration projects have mainly been conducted in Canada, Finland, Germany, and Ireland (see the review below).

Some studies have dealt with the occurrence of insects (*e.g.* Watts et al. 2008; van Duinen et al. 2009), amphibians (*e.g.* Mazerolle 2003), birds (*e.g.* Desrochers et al. 1998), or the microbial community (Arzt et al. 2008; Andersen et al. 2006; Laggoun-Défarge et al. 2008). However, the majority of studies are predominantly focused on the vegetation. I will present here a short review of the studies of spontaneous vegetation succession. I have focused especially on the ombrotrophic bogs. The investigations of vegetation were usually accompanied by measurements of selected site factors such as wetness, as well

as the chemistry of the water and peat. Only a few studies have investigated the role of the surrounding vegetation (Salonen 1987; Poulin et al. 1999; Pellerin et al. 2008; Campbell et al. 2003). An overview of studies on spontaneous successions from North America and Europe, published before 2003, was presented by Lavoie et al. (2003).

The number of studied localities, and the types of extraction (B - block-cut, M - industrially mined), are indicated in parentheses:

Canada and USA: Poulin et al. 2005 (26 B, M); Graf et al. 2008 (26 M); Lavoie and Rochefort 1996 (1 B, M); Robert et al. 1999 (2 B); Girard et al. 2002 (1 B); Lavoie et al. 2005 (1 M); Fontaine 2007 (1 M);
Japan: Nishimura et al. 2009 (1 M); Egawa et al. 2009 (1 M);
Finland: Salonen 1994 (17 M); Salonen 1990 (2 M);
Sweden: Soro et al. 1999 (11 B);
Ireland: Curran and MacNaeidhe 1986 (1 M); Farrell and Doyle 2003 (1 M);
Estonia: Orru and Ramst 2009 (all Estonia peatlands);
Germany: Poschlod et al. 2007 (2 B, M);
Czech Republic: Rektoris et al. 1997 (1 B); Lanta et al. 2004 (1 M); Bastl et al. 2009 (6 B, M); Horn 2009 (2 M).

The conclusions from these studies were usually similar; the most important factors driving succession were:

- ◆ wetness, expressed mainly as the depth to the ground water table
- ◆ the thickness of the peat layer, often accompanied by its chemical and physical properties
- ◆ the presence of source vegetation

These are also the factors which are often manipulated in small scale experiments and restoration projects. The change of abiotic site factors is mainly achieved through the manipulation of the water regime, fertilization, or relief reshaping. The availability of diaspores is enhanced by the introduction of plants (including mosses) as seeds, vegetative fragments, or whole layers of plant materials from donor sites.

Below is a short review of the experimental and restoration studies:

Canada: Campeau and Rochefort (1996); Bugnon et al. 1997 (1 M); Ferland and Rochefort 1997 (1 M); Campbell and Rochefort 2003 (21 species); Cobbaert et al. 2004 (1 M); Price and Whitehead 2004; Groeneveld and Rochefort 2005 (1 M); Chirino et al. 2006 (1 M); Sottocornola et al. 2007 (3 M); Cagampan and Waddington 2008; Boudreau and Rochefort 2009 (1 M); Lucchese et al. 2010 (1 M);
USA: Cooper and McDonald 2000 (1 B); Johnson et al. 2000 (1 M);
Finland: Salonen and Setälä 1992 (2 M); Salonen and Laaksonen 1994 (2 M); Tuitilla et al. 2000 (1M); Tuitilla et al. 2003; Huotari et al. 2007 (1 M);
Sweden: Sundberg and Rydin 2002;

Germany: Sliva and Pfadenhauer (1999) (1 M); Poschlod et al. (2007) (2 M);
Netherlands: Tomassen et al. (2003);
Poland: Herbichowa et al. (2009) (1 M).

Some works were only devoted to mapping the site characteristics of the mined peatlands, and often compared them to natural bogs. Some of these studies concerned hydrology (*e.g.* Ferland & Rochefort 1997; LaRose et al. 1997; Price 1997; Price et al. 1998; Schlotzhauer & Price 1999; van Seters & Price 2001; Higgins & Colleran 2006; Shantz & Price 2006; Farrick & Price 2009), wind erosion (Campbell et al. 2002), or chemistry - including carbon cycling and gas emissions (*e.g.* Wind-Mulder et al. 1996; Mitchell et al. 2002; Waddington et al. 2002; Petrone et al. 2003; Waddington et al. 2003; Cleary et al. 2005; Bortoluzzi et al. 2006; Basilico et al. 2007; Wilson et al. 2008; Glatzel et al. 2008; Kivimäki et al. 2008; Trinder et al. 2008).

In general, the restoration periods at most sites have been too short to ensure the progression to a fully functional peatland (Gorham & Rochefort 2003). Nevertheless, there are some differences in the North American and European approaches and successes regarding restoration.

The North American approach of peatland restoration is based on the introduction of plant materials from a donor site, use of a protective mulch cover, and rewetting of the extraction area. Fertilization is also possible. Rapid plant establishment has been observed in these sites, and a complete moss carpet was established within four to seven years. Most of the species colonizing the restored sites were typical peatland species.

The European approach mainly focuses on rewetting and water management. Plant donor material is barely available in most European countries because of the rarity of natural peatlands; and thus is only used for small-scale experiments. The rewetting of industrially mined raised bogs with shallow minerotrophic peat usually results in a mosaic of fen vegetation with flooded sites. On sites with ombrotrophic or moderately minerotrophic conditions, with stable water levels and with the introduction of bog plants, the restoration of some bog vegetation seems to be possible over the long-term.

The overview and description of restoration methods can be found, for examples, in Wheeler and Shaw (1995), Stoneman and Brooks (1997), and Schumann and Joosten (2008). The North American approach was described by Rochefort et al. (2003), Quinty and Rochefort (2005), and by Rochefort and Lode (2006); with a special focus on *Sphagnum* reintroduction. Hydrological management approaches were summarized by Price et al. (2003).

A brief assessment of restoration attempts was published by Gorham and Rochefort (2003).

All of these findings were concisely summarized by Rydin and Jeglum (2006) into the following recommendations for peatland restoration. The restoration plans should include these four steps:

- ◆ Determine the pH/nutrient regime for the remaining peat and subsoil, and determine what biota are appropriate to that regime.
- ◆ Establish a water level regime appropriate for the communities one has chosen to create.
- ◆ Determine if there are enough residual species present for the chosen target community, adding propagules onto the site, if necessary.
- ◆ Create depressions that will promote *Sphagnum* species.

As mentioned above, the data and experience from the studies on spontaneous succession can be used for a better understanding of the processes of the ecosystem regeneration (also see Girard et al. 2002; Lavoie et al. 2003; Schrautzer et al. 2007). However, it may also help to find sites where the realization of these restoration measures will be useful and effective; and on the other hand sites where restoration is less plausible. For such sites, appropriate restoration measures can be chosen to reach realistic restoration targets.

Outline and content of the thesis

In the present study I have focused upon the vegetation composition and their relationships to site environmental characteristics.

In the Czech Republic, there is quite good information about the vegetation of block-cut peatlands. Many of them are protected today as nature reserves (*e.g.* Albrecht 2003; Zahradnický & Mackovčín 2004). The reason for this is that the manual block-cutting here resulted in younger and often rarer stages of succession (or peatland development), *i.e.* rejuvenation of already mature bogs. Some of these block-cut bogs are also managed to maintain them in this stage, or at least to slow down succession. The main management methods seen as desirable are the blocking of still-functioning drainage, and the removing of trees.

Less is known about milled peatlands (see the survey above). The data are usually scattered or incomplete. One research project mapping mining sites on a country-wide scale, including peatlands, is currently in progress (Gremlica et al. 2009).

There have only been a few attempts to intentionally restore the milled peatlands (or at least portions of them) with respect to modern methods of ecological restoration (and not using the traditional afforestation with monocultures).

Extraction activities in about one half of the milled peatlands have already ceased; the remainder will cease in the near future. Therefore, how these peatlands develop after their abandonment and what can we do with them are important and contemporary questions.

This study was conducted on all of the eleven milled and seven selected block-cut peatlands. This multi-site study should provide an overview of the potential for spontaneous succession in the mined peat bogs, in relationship to

their environmental conditions.

In the study I asked the following questions:

- (i) What is the variability in spontaneous successional processes among all mined sites in the Czech Republic?
- (ii) How does succession progress towards sites represented by undisturbed peatlands?
- (iii) How does successional vegetation differ between traditionally and industrially mined sites?
- (iv) Which environmental factors are responsible for the vegetation's variability? (I concentrated particularly on the role of those abiotic site factors and landscape factors driving the succession).
- (v) Is spontaneous succession a reasonable way of restoration; and if so, under what circumstances?
- (vi) What are the implications for the restoration of these sites?

Chapter 2 describes the vegetation succession in eighteen extracted and nine undisturbed peatlands in the Czech Republic. The vegetation is compared, as well as the main characteristics of the sites. The geographical patterns of succession are emphasized.

Chapter 3 focuses specifically on the vegetation in eleven industrially mined peat bogs, including restored sites. The influences of age, abiotic site factors, as well as landscape factors are analysed. The general scheme of succession is described. Additionally, the occurrence of target species and the potentials for restoration of bog vegetation are discussed.

Chapter 4 compares spontaneous succession at various Central European mining sites. The sites include spoil heaps from coal mining, sand and gravel pits, extracted peatlands, and stone quarries. The recommendations for the restoration of the disturbed sites are summarized.

Chapter 5 summarizes the state of current knowledge on the biota (vegetation, algae, fungi, and animals) in the extracted peatlands in the Czech Republic. At the end, possible restoration techniques, as well as some positive and negative examples of restoration attempts in the Czech Republic are described.

Chapter 6 presents the preliminary results on succession in eleven traditionally and industrially mined peatlands in South Bohemia, Czech Republic.

Chapter 7 summarizes the results, and is followed by recommendations for ecological restoration of the disturbed peatlands.

References:

- Albrecht J. (ed.) (2003): Českobudějovicko. - In: Mackovčín P. & Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha. (In Czech)
- Andersen R., France A.J. & Rochefort L. (2006): The physicochemical and microbiological status of a restored bog in Québec: Identification of relevant criteria to monitor success.- *Soil Biology and Biochemistry* 38 (2006): 1375 -1387.
- Arzt R.R.E., Chapman S.J., Siegenthaler A., Mitchell E.A.D., Buttler A., Bortoluzzi E., Gilbert D., Yli-Petays M., Vasander H. & Francez A.J. (2008): Functional microbial diversity in regenerating cutover peatlands responds to vegetation succession. - *Journal of Applied Ecology* 45: 1799-1809.
- Barber K.E. (1981): Peat stratigraphy and climatic change: a paleoecological test of the theory of cyclic peat bog regeneration. A. A. Balkema, Rotterdam.
- Barber K.E. (1993): Peatlands as scientific archives of past biodiversity. - *Biodiversity and Conservation* 2: 474-489.
- Basilico N., Blodau C., Roehm C., Bengtson P. & Moore T.R (2007): Regulation of decomposition and methane dynamics across natural, commercially mined, and restored northern peatlands. - *Ecosystems* 10: 1148-1165.
- Bastl M., Štechová T. & Prach K. (2009): Effect of disturbance on the vegetation of peat bogs with *Pinus rotundata* in the Třeboň Basin, Czech Republic. - *Preslia* 81: 105-117.
- Bortoluzzi E., Epron D., Siegenthaler, Gilbert D. & Buttler A. (2006): Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of regeneration
- Boudreau S. and Rochefort L. (2009): Plant establishment in restored peatlands: 10-years monitoring of sites restored from 1995 to 2003. - *Proceedings of the 13th International Peat Congress, Vol. 1: 401-404.*
- Bragg O. & Lindsay R. (eds.) (2003): Strategy and Action Plan for Mire and Peatland Conservation in Central Europe. - *Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.*
- Bugnon J.L., Rochefort L. & Price J.S. (1997): Field experiment of *Sphagnum* reintroduction on a dry abandoned peatland in eastern Canada. - *Wetlands* 17: 513-517.
- Businský R.(1998): Agregát *Pinus mugo* v bývalém Československu – taxonomie, rozšíření, hybridní populace a ohrožení [*Pinus mugo* agg. in former Czechoslovakia / taxonomy, distribution, hybrid populations and its threat]. - *Zpr. Čes. Bot. Společ.* 33: 29-52.
- Cagampan J.P. & Waddington J.M. (2008): Moisture dynamics and hydrophysical properties of transplanted acrotelm on a cutover peatland. - *Hydrological Processes* 22: 1776-1787.
- Campbell D.R, Lavoie C. & Rochefort L. (2002): Wind erosion and surface stability in abandoned milled peatlands. - *Canadian Journal of Soil Science* 82: 85-95.
- Campbell D.R. & Rochefort L. (2003): Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. - *Plant Ecology* 169: 71-84.
- Campbell D.R., Rochefort L. & Lavoie C. (2003): Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. - *Journal of Applied Ecology* 40: 78-91.
- Campeau S. & Rochefort L. (1996): *Sphagnum* regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. - *Journal of Applied Ecology* 33: 599-608

- Chirino C., Campeau S. & Rochefort L. (2006): *Sphagnum* establishment on bare peat: The importance of climatic variability and *Sphagnum* species richness. - *Applied Vegetation Science* 9: 285-294.
- Cleary J., Roulet N.T. & Moore T.R. (2005): Greenhouse gas emissions from canadian peat extraction, 1990-2000: A life-cycle analysis. - *Ambio* 34 (6): 456-461.
- Cobbaert D., Rochefort L. & Price J.S. (2004): Experimental restoration of a fen plant community after peat mining. - *Applied Vegetation Science* 7: 209-220.
- Cooper D.J. & McDonald L.H. (2000): Restoring the vegetation of mined peatlands in the southern Rocky Mountains of Colorado, USA. - *Restoration Ecology* 8(2): 103-111.
- Curran P.L. & MacNaeidhe F.S. (1986): Weed invasion of milled-over bog. - *Weed Research* 26(1): 45-50.
- Desrochers A., Rochefort L. & Savard J.P.L.(1998): Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. - *Can.J.Zool.* 76: 989-997.
- Dierssen K. & Dierssen B. (2001): Moore (Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht). – Ulmer, Stuttgart.
- Dohnal Z., Kunst M., Mejstřík V, Raučina Š. & Vydra V. (1965): Československá rašeliniště a slatiniště. - Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- Egawa C., Asuka K. & Shiro T. (2009): Relationships between the developments of seedbank, standing vegetation and litter in a post-mined peatland. - *Plant Ecology* 203(2): 217-228.
- Farrell C. A. & Doyle G. J. (2003): Rehabilitation of industrial cutaway Atlantic blanket bog in County Mayo, North-West Ireland. - *Wetlands Ecology and Management* 11:21-35.
- Farrick K.K. & Price J.S. (2009): Ericaceous shrubs on abandoned block-cut peatlands: Implications for soil water availability and *Sphagnum* restoration. - *Ecohydrology* 2: 530-540.
- Ferland C. & Rochefort L. (1997): Restoration techniques for *Sphagnum*-dominated peatlands. - *Can. J. Bot.* 75: 1110-1118.
- Fontaine N., Poulin M. & Rochefort L. (2007): Plant diversity associated with pools in natural and restored peatlands. - *Mires and Peat*, Volume 2, Article 06. <http://www.mires-and-peat.net/>
- Girard M., Lavoie C. & Thériault M. (2002): The regeneration of a highly disturbed ecosystem: A mined peatland in Southern Québec.- *Ecosystems* 5: 274-288.
- Glatzel S., Forbrich L., Krüger C., Lemke S. & Gerold G. (2008): Small scale controls of greenhouse gas release under elevated N deposition rates in a restoring peat bog in NW Germany. - *Biogeosciences* 5: 923-935.
- Glenn-Lewin D.C., Peet, R.K., Velben, T.T. (eds.) (1992): Plant succession. Theory and prediction. - Chapman and Hall. London.
- Gorham E. (1957): The development of peat lands. - *Quarterly Review of Biology* 32: 145-166.
- Gorham E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. - *Ecological Applications* 1(2): 182-195.
- Gorham E. & Rochefort L. (2003) Peatland restoration: A brief assessment with special reference to *Sphagnum* bogs. - *Wetlands Ecology and Management* 11: 109–119.
- Graf M. D., Rochefort L. & Poulin M. (2008): Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America. - *Wetlands* 28: 28-39.

- Gremlica T., Cílek V. & Vrabec V. (2009): Rekultivace a management nepřírodních biotopů v České republice. - Ms. [Závěrečná zpráva za rok 2009 k projektu VaV SP/2d1/141/07, Ústav pro ekopolitiku o.p.s, Praha]
- Groeneveld E.V.G. & Rochefort L. (2005): *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: a case study with milled peatlands. - Restoration Ecology 13: 74-82.
- Grootjans A. P., van Diggelen R. & Bakker J. P. (2006): Restoration of mires and wet grasslands. – In: van Andel J. & Aronson J. (eds.), Restoration ecology. The new frontier, p. 111-123, Blackwell, Oxford. Addison Wesley Longman, London.
- Harris J.A., Birch P. & Palmer J.P. (2003): Land restoration and reclamation. Principles and practice.
- Herbichowa M., Budys A. & Cwiklinska P. (2009): Experimental re-introduction of mire plant species in milled, raised bogs in Northern Poland. - Proceedings of the 13th International Peat Congress, Vol. 1: 401-404.
- Higgins T. & Colleran E. (2006): Trophic status of experimental cutaway peatland lakes in Ireland and implications for future lake creation. - Journal of Environmental Science and Health Part A 41: 849-863.
- Holden J. (2005): Peatland hydrology and carbon release: why small-scale process matters. - Philosophical Transactions of the Royal Society 363: 2891-2913.
- Horn P. (2009): Ekologie rašelinišť na Šumavě. PhD Thesis [Depon. In Faculty of Science, České Budějovice].
- Huotari N., Tillman-Sutela E., Kauppi A. And Kubin E. (2007): Fertiliation ensures rapid formation of ground vegetation on cut-away peatlands. - Canadian Journal of Forest Research 37: 874-883.
- Jankovská V. (1980): Paläogeobotanische Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung im Becken Třeboňská pánev während des Spätglazials und Holozäns. – Academia, Praha.
- Johnson K.W., Maly C.C. & Malterer T.J. (2000): Effects of mulch, companion species, and planting time on restoration of post-harvested Minnesota peatlands, U.S.A. - In L. Rochefort and J-Y. Daigle (eds.): Sustaining Our Peatlands: Proceedings of the 11th International Peat Congress, Quebec City, Canada, August 6-12, 2000, 699-704.
- Josten H. & Clarke D. (2002): Wise use of mires and peatlands. - International Mire Conservation Group and International Peat Society, Finland.
<http://www.mirewiseuse.com>
- Kivimäki K., Yli-petäys M. & Tuittila E-S.(2008): Carbon sink function of sedge and Sphagnum patches in a restored cut-away peatland: increased functional diversity leads to higher production. - Journal of Applied Ecology 45: 921–929.
- Laggoun-Défarage F., Mitchell E.A.D., Gilbert D., Disnar J.-R., Comont L., Warner B.G. & Buttler A. (2008): Cutover peatland regeneration assessment using organic matter and microbial indicators (bacteria and testate amoebae). - Journal of Applied Ecology 45 : 716-727.
- Lanta V., Doležal J. & Šamata J. (2004): Vegetation patterns in a cut-away peatland in relation to abiotic and biotic factors: a case study from the Šumava Mts., Czech Republic. - Suo 55: 33-43.
- Lappalainen E. (ed.)(1996): Global peat resources. - International Peat Society, Jyskä.
- LaRose S., Price J. & Rochefort L.(1997): Rewetting of a cutover peatland: hydrologic

- assessment. - *Wetlands* 17: 416-423.
- Lavoie C., Grosvernier P., Girard M. & Marcoux K. (2003): Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? - *Wetlands Ecology and Management* 11: 97-107.
- Lavoie C., Saint-Louis A. & Lachance D. (2005): Vegetation dynamics on an abandoned vacuum-mined peatland: 5 years of monitoring. - *Wetlands Ecology and Management* 13: 621-633.
- Lavoie C. & Rochefort L. (1996): The natural revegetation of a harvested peatland in southern Quebec: A spatial and dendroecological analysis. - *Ecoscience* 11: 97-107.
- Lucchese M., Waddington J.M., Poulin M., Pouliot R., Rochefort L. & Strack M. (2010): Organic matter accumulation in a restored peatland: Evaluating restoration success. - *Ecological Engineering* 36: 482-488.
- Mazerolle M. J. (2003): Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. - *Biological Conservation* 113: 215-223.
- Mitchell E.A.D., Buttler A., Grosvernier P., Rydin H., Siegenthaler A. & Gobat J-M. (2002): Contrasted effects of increased N and CO₂ supply on two keystone species in peatland restoration and implications for global change. - *Journal of Ecology* 90: 529-533.
- Montanarella L., Jones R.J.A. & Hiederer R. (2006): The distribution of peatlands in Europe. - *Mires and Peat*, article 1. <http://www.mires-and-peat.net/>
- Nishimura A., Tsuyuzaki S. & Haraguchi A. (2009): A chronosequence approach for detecting revegetation patterns after Sphagnum-peat mining, northern Japan. - *Ecological Restoration* 24: 237-246.
- Orru M. & Orru H. (2008): Sustainable use of Estonian peat reserves and environmental challenges. - *Estonian Journal of Earth Sciences* 57(2): 87-93.
- Orru M. & Ramst R. (2009): Revegetation processes in abandoned peat production fields in Estonia. - *Proceedings of the 13th International Peat Congress*, Vol. 1: 421-423.
- Pellerin S., Mercure M., Desaulniers A.S. & Lavoie C. (2008): Changes in plant communities over three decades on two disturbed bogs in southeastern Québec. - *Applied Vegetation Science* 12: 107-118.
- Petron R.M., Waddington J.M. & Price J.S. (2003): Ecosystem-scale flux of CO₂ from a restored vacuum harvested peatland. - *Wetlands Ecology and Management* 11: 419-432.
- Picken P. (2009): After-use of Finnish cut-away peatlands: recent land-use trends and geology as a planning tool. - *Proceedings of the 13th International Peat Congress*, Vol. 1: 401-404.
- Poschod P., Meindl C., Sliva J., Herkommer U., Jäger M., Schuckert U., Seemann A., Ullmann A. & Wallner T. (2007): Natural revegetation and restoration of drained and cut-over raised bogs in Southern Germany – a comparative analysis of four long-term monitoring studies. - *Global Environmental Research* 11: 205-216.
- Poulin M., Rochefort L. & Desrochers A. (1999): Conservation of bog plant species assemblages: Assessing the role of natural remnants in mined sites. - *Applied Vegetation Science* 2: 169-180.
- Poulin M., Rochefort L., Quinty F. & Lavoie C. (2005): Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. - *Canadian Journal of Botany* 83: 539-557.

- Price J.S. (1997): Soil moisture, water tension and water table relationships in a managed cutover bog. - *Journal of Hydrology* 202: 21–32.
- Price J.S. & Whitehead G.S. (2004): The influence of past and present hydrological conditions on *Sphagnum* recolonization and succession in a block-cut bog, Québec. - *Hydrological Processes* 18: 315-328.
- Price J.S., Heathwaite A.L. & Baird A.J. (2003): Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. - *Wetlands Ecology and Management* 11: 65-83.
- Price J.S., Rochefort L. & Quinty F. (1998): Energy and moisture considerations on cutover peatlands: surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. - *Ecological Engineering* 10: 293-312.
- Quinty F. & Rochefort L. (2005): Peatland restoration guide, second edition. Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural Resources and Energy. Québec, Québec.
- Rektoris L., Rauch O. & Přibáň K. (1997): Hynutí borovice blatky (*Pinus rotundata* Link.) a sukcesní změny blatkových borů jako reakce na měnící se hydrologické a klimatické podmínky v NPR Červené Blato. – *Příroda* 11: 67–84.
- Renou F., Egan T. & Wilson D. (2006): Tomorrow's landscapes: studies in the afteruses of industrial cutaway peatlands in Ireland. - *Suo* 57(4): 97-107.
- Robert E. C., Rochefort L. & Poulin M. (1999): Natural revegetation of two block-cut mined peatlands in eastern Canada. - *Canadian Journal of Botany* 77: 447-459.
- Rochefort L. & Campeau S. (1997): Rehabilitation work on post-harvested bogs in south-eastern Canada. *In* : Parkyn L., Stoneman R.E. & Ingram H.A.P. (eds.): *Conserving peatlands*. Cab International, Wallingford (U.K.) : 287-294.
- Rochefort L. & Lode E. (2006): Restoration of degraded boreal peatlands. - *In*: Wieder K. & D.H.Vitt (Eds.): *Boreal peatland ecosystems*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp. 381-422.
- Rochefort, L., Quinty, F., Campeau, S., Johnson, K. & Malterer, T. (2003): North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. - *Wetlands ecology and management* 11: 3-20.
- Rybníček K. (1984): Přehled rostlinných společenstev rašelinišť a mokřadních luk Československa. Studie ČSAV, Praha.
- Rydin H. & Jeglum J. (2006): The biology of the peatlands. - Oxford University Press, New York, 144-146 pp.
- Salonen V. (1987): Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting. - *Holarctic Ecology* 10: 171-174.
- Salonen V. (1990): Early plant succession in two abandoned cut-over peatland areas.- *Holarctic Ecology* 13: 217-223.
- Salonen V. (1994): Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. - *J. Veg. Sci.* 5: 403-408.
- Salonen V. & Laaksonen M. (1994): Effects of fertilization, liming, watering and tillage on plant colonization of bare peat surfaces.- *Ann.Bot.Fennici* 31: 29-36.
- Salonen V. & Setälä H. (1992): Plant colonization of bare peat surface - relative importance of seed availability and soil.- *Ecography* 15: 199-204.
- Schlotzhauer S. M. & Price J. S. (1999): Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. - *Water Resources*

- Research 35(12): 3675–3683.
- Schrautzer J., Rinker A., Jensen K., Müller F., Schwartze P. & Dierssen K. (2007): Succession and restoration of drained fens: perspectives from Northwestern Europe. – In: Walker L. R., Walker J. & Hobbs R. J. (eds.), Linking restoration and ecologic
- Schumann M. & Joosten H. (2006): A global peatland restoration manual. - Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, Germany.
http://www.imcg.net/docum/prm/gprm_01.pdf
- Shantz M.A. & Price J.S. (2006): Hydrological changes following restoration of the Bois-des-Bel Peatland, Québec, 1999-2002. - *Journal of Hydrology* 331: 543-553.
- Sliva J. & Pfadenhauer J. (1999): Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany - a comparison of methods.- *Applied Vegetation Science* 2: 137-148.
- Soro A., Sundberg S. & Rydin H. (1999): Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs.- *Journal of Vegetation Science* 10: 549-560.
- Sottocornola M., Boudreau S. & Rochefort L. (2007): Peat bog restoration: Effect of phosphorus on plant re-establishment. - *Ecological Engineering* 31: 29-40.
- Steiner G.M., Zechmeister H., Reiter K., Karner P. & Wrбка T. (1992): Österreichischer Moorschutzkatalog. - Bundesministerium für Umwelt.Wien.
- Stoneman R. & Brooks S. (1997): Conserving bogs: The management handbook. - The Stationery Office, Edinburgh. 286 pp.
- Sundberg S. & Rydin H. (2002): Habitat requirements for establishment of Sphagnum from spores. - *Journal of Ecology* 90: 268-278.
- Tomassen H.B.M, Smolders A.J.P., van Herk J.M., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M (2003): Restoration of cut-over bogs by floating raft formation: An experimental feasibility study. - *Applied Vegetation Science* 6: 141-152.
- Trinder C.J., Artz R.R.E. & Johnson D. (2008): Contribution of plant photosynthate to soil respiration and dissolved organic carbon in a naturally recolonising cutover peatland. - *Soil Biology and Biochemistry* 40: 1622-1628.
- Tuittila E-S., Vasander H. & Laine J. (2000): Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. - *Applied Vegetation Science* 3: 205-212.
- Tuittila E-S., Vasander H. & Laine J. (2003): Success of re-introduced Sphagnum in a cut-away peatland. - *Boreal Environmental Research* 8: 245-250.
- van Andel J. & Aronson J. (eds.) (2006): Restoration ecology. - Blackwell Publishing. 319 pp.
- van Duinen G-J.A., Brock A.M.T., Kuper J.T., Leuven R.S.E.W., Peeters T.M.J., Roelofs J.G.M., van der Velde G., Verberk W.C.E.P. & Esselink H. (2009): Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. - *Wetlands Ecology and Management* 11: 447-459.
- van Seters T.E. & Price J.S. (2001): The impact of peat harvesting and natural regeneration on the water balance of an abandoned cutover bog, Quebec. - *Hydrological Processes* 15: 233-248.
- Vasander H., Tuittila E.-S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantaus T., Heikkilä R., Pitkänen M.-L. & Laine J. (2003): Status and restoration of peatlands in northern Europe.- *Wetlands Ecology and Management* 11: 51-63.
- Waddington J.M., Warmer K.D. & Kennedy G.W. (2002): Cutover peatlands:

- A persistent source of atmospheric CO₂. - *Global Biogeochem. Cycles* 16 (1) DOI 10.1029/2001GB0011398.
- Waddington J.M., Greenwood M.J., Petrone R.M. & Price J.S. (2003): Mulch decomposition impedes recovery of net carbon sink function in a restored peatland. - *Ecological Engineering* 20: 199-210.
- Walker L.R. & del Moral R. (2003). Primary succession and ecosystem rehabilitation. - Cambridge: Cambridge University Press.
- Watts C.H., Clarkson B.R. & Didham R.K. (2008): Rapid beetle community convergence following experimental habitat restoration in a mined peat bog. - *Biological Conservation* 141: 568-579.
- Wheeler B.D. & Proctor M.C.F. (2000): Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. - *Journal of Ecology* 88: 187-203.
- Wheeler B.D. & Shaw S.C. (1995): Restoration of damaged peatlands - With particular reference to lowland raised bogs affected by peat extraction, Crown copyright, HMSO, London.
- Wilson D., Alm J., Laine J., Byrne K.A., Farrel E.P. & Tuitilla E-S. (2008): Rewetting of cutaway peatlands: Are we re-creating hot spots of methane emissions? - *Restoration Ecology* 17(6): 796-806.
- Wind-Mulder H.L., Rochefort L. & Vitt D.H. (1996): Water and peat chemistry comparisons of natural and post-harvested peatlands across Canada and their relevance to peatland restoration. - *Ecological Engineering* 7: 161-181.
- Zahradnický J. & Mackovčín P. (eds.) (2004): Plzeňsko a Karlovarsko. - *In*: Mackovčín P. & Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek XI. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.



CHAPTER II

Spontaneous vegetation succession in mined peatlands: a multi-site study

Petra Konvalinková & Karel Prach
Preslia 82: 423-435, 2010

Abstract:

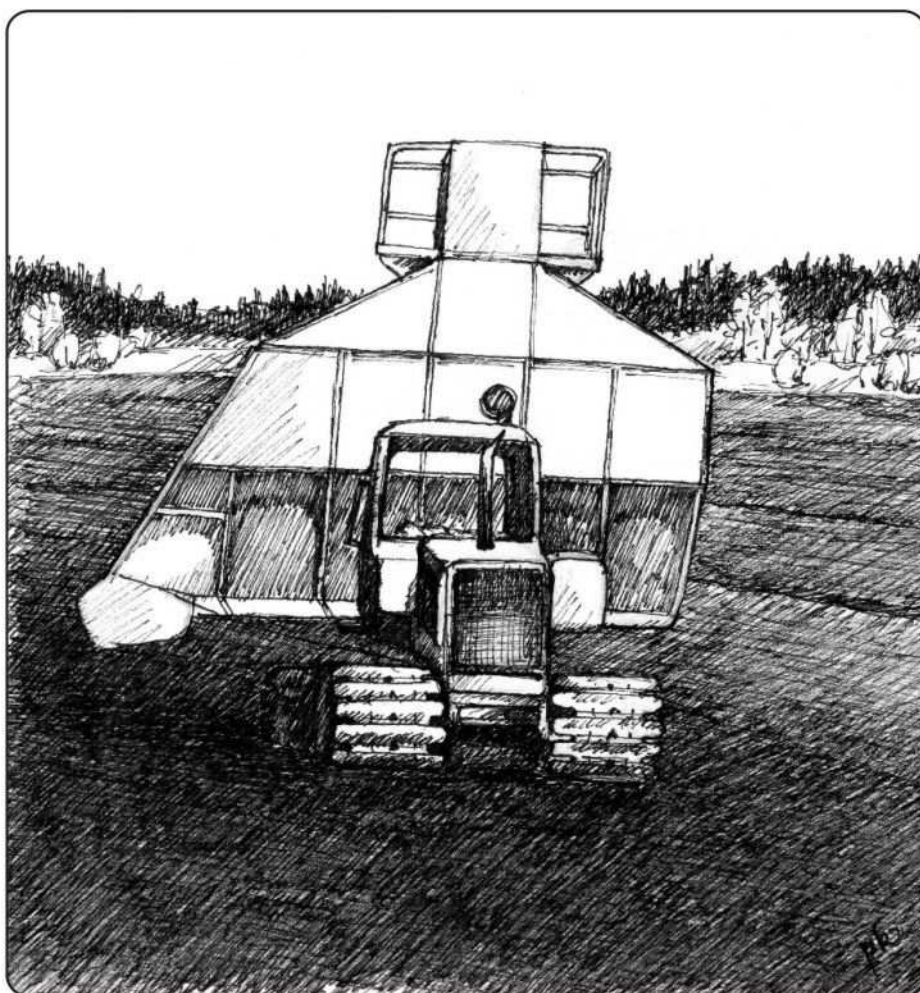
The study was conducted in 17 peatlands in the Czech Republic mined either by the traditional block-cut manner or industrially. Phytosociological relevés 5 × 5 m areas were carried out in representative parts of successional stages in the disturbed peatlands. Age and environmental characteristics were assessed for each relevé (position of water table, water pH, substratum chemistry, geographical area) or each locality (altitude, average annual temperature and precipitation). Phytosociological relevés recorded in natural undisturbed vegetation, representing respective target stages, were included into some analyses. Altogether, 210 relevés were analysed by the DCA ordination. Separately, relevés from milled and block-cut sites were elaborated by CCA with marginal and partial effects calculated. The following results were obtained: Despite the great vegetation variability, especially among industrially mined sites, there is a general tendency for peatland vegetation to recover spontaneously, especially at traditionally mined sites, which all were, however, older than 50 years. The vegetation at the younger industrially mined sites exhibited only a tendency to recover. All environmental variables investigated exhibited had at least some significant effects on the vegetation pattern, among them, soil pH, water table, nitrates, successional age and geographical location were most important. Abiotic site factors together and geographical location appeared to be more important in determining species composition than successional age.

Keywords: abiotic factors, bryophytes, mined peatland, ordination, restoration, successional age, vascular plants

Abstrakt:

Studie byla prováděna na 17 rašeliništích v České republice, těžených buď tradiční metodou borkováním nebo strojově (frézováním). V reprezentativních částech sukcesních stádií narušených rašelinišť byly zapsány fytocenologické snímky o velikosti 5x5 m. Pro každý snímek byl zjištěn věk a charakteristiky prostředí (pozice vodní hladiny, pH vody, chemické složení substrátu, geografická oblast). Pro každou lokalitu byla zjištěna nadmořská výška, průměrná roční teplota a srážky. Do některých analýz byly zahrnuty také snímky z přirozené nenarušené vegetace, představující cílový stav. Celkem bylo analyzováno 210 snímků pomocí ordinační metody DCA. Metodou CCA byly provedeny oddělené analýzy pro borkované a frézované lokality a byly spočítány marginální a parciální efekty. Z analýz vyplynuly následující výsledky: I přes velkou variabilitu vegetace, obzvláště u frézovaných lokalit, je zde obecně tendence k spontánní obnově rašeliništní vegetace. To platí zejména pro borkované lokality, které byly starší než 50 let. Vegetace na mladších frézovaných lokalitách vykazuje pouze tendenci k obnově. Všechny zkoumané environmentální proměnné vykazovaly alespoň nějaký významný vliv na složení vegetace. Nejdůležitější mezi nimi byly pH půdy, hladina vody, obsah nitrátů, sukcesní stáří a geografická oblast. Abiotické charakteristiky stanoviště spolu s geografickou příslušností se ukázaly jako důležitější pro složení vegetace než sukcesní stáří.

Následující pasáž o rozsahu 17 stran obsahuje utajované skutečnosti a je obsažena pouze v archivovaném originále diplomové práce uloženém na Přírodovědecké fakultě.



CHAPTER III

Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: a multi-site analysis from Central Europe.

Petra Konvalinková & Karel Prach
(manuscript)

Abstract

Questions: (a) How are spontaneous successional processes variable among the sites? (b) Which environmental factors are responsible for the variability of the vegetation? (c) Is spontaneous succession a reasonable way of restoration; and if it is, under what circumstances? (d) What are the consequences for restoration of the sites?

Locations: The study was conducted in 11 industrially mined peatlands in the Czech Republic.

Methods: Phytosociological relevés, 5 x 5 m in size, were located in representative parts of the peatlands. The age, abiotic environmental characteristics (position of water table, water pH, and substratum chemistry), as well as the biotic characteristics (proportion of land use categories in the surroundings, and their distance to the nearest bog vegetation) were assessed for each relevé or locality (altitude, average annual temperature, and precipitation).

Results: All of the environmental variables investigated exhibited at least some significant effects on the vegetation patterns. External, *i.e.*, landscape factors, appeared to be more important in the sum of their effects on the course of succession than those of the abiotic site factors. Of the latter, the most important were the water table level and nitrate concentration of the substrate, together with the successional age. Also found was a geographical pattern predominantly reflecting the altitude. A generalized scheme of the spontaneous vegetation succession, in relationship to the main environmental factors, was drawn up. High vegetation variability was observed in the studied sites (from open stands with ruderal, grassland, fen, or bog species to birch-pine woodland). The participation of target species, typical for raised bogs or fens, was generally low. *Sphagnum* spp. occurred in only 8% of the relevés. Generally, spontaneous recovery of the bog vegetation was more successful on those sites where the water table was artificially increased. Thus, the increase of the water table is recommended either in sites where succession already is proceeding or in newly extracted sites in order to promote the spontaneous establishment of target species.

Keywords: raised bogs, peatland, soil chemistry, succession, vegetation, restoration, land use

Abstrakt:

Práce má zodpovědět následující otázky: (a) Jak variabilní jsou procesy spontánní sukcese na různých lokalitách? (b) Které charakteristiky prostředí jsou zodpovědné za variabilitu vegetace? (c) Je spontánní sukcese možnou cestou obnovy? Pokud ano, za jakých podmínek? (d) Jaké z toho plynou důsledky pro obnovu rašelinišť?

Studie byla prováděna na 11 frézovaných lokalitách v České republice. Fytocenologické snímky o velikosti 5x5 m byly pořízeny v reprezentativních částech rašelinišť. Pro každý snímek bylo zjišťováno sukcesní stáří, abiotické (hladina vody, pH vody, chemické složení substrátu) a biotické charakteristiky stanoviště (podíl kategorií vegetačního pokryvu v okolí a vzdálenost k nejbližší rašelinné vegetaci). Pro každou lokalitu byla zjištěna nadmořská výška, průměrná roční teplota a srážky.

Všechny zkoumané proměnné vykazovaly alespoň částečný vliv na složení vegetace. Externí, tedy krajinné faktory, ukázaly v souhrnu významnější vliv na průběh sukcese než abiotické charakteristiky stanoviště. Z posledně jmenovaných byly nejvýznamnější hladina vody a koncentrace nitrátů v substrátu, spolu se sukcesním stářím. Také byla objevena souvislost s geografickou polohou, především nadmořskou výškou. Na základě dat bylo vytvořeno obecné schéma průběhu spontánní sukcese ve vztahu k důležitým proměnným prostředí. Na studovaných lokalitách vykazovala vegetace vysokou variabilitu (od otevřených stanovišť s ruderalními, lučnými, slatiništními nebo rašelinnými druhy až po březo-borové lesy). Zastoupení cílových druhů, typických pro rašeliniště nebo slatiniště, bylo obecně nízké. Rašeliničky byly zaznamenány pouze v 8% snímků. Obecně se dá říct, že spontánní obnova rašelinné vegetace byla úspěšnější tam, kde byla uměle zvednuta hladina vody. Zvednutí vodní hladiny je proto doporučováno jako vhodné opatření pro usnadnění uchycení cílových druhů, a to na místa s probíhající sukcesí i na nově dotěžená místa.

Následující pasáž o rozsahu 16 stran obsahuje utajované skutečnosti a je obsažena pouze v archivovaném originále diplomové práce uloženém na Přírodovědecké fakultě.



CHAPTER IV

Restoration of Central European mining sites: a summary of a multi-site analysis

Karel Prach, Klára Řehouňková, Jiří Řehounek & Petra Konvalinková
Landscape Research (accepted)

Abstract

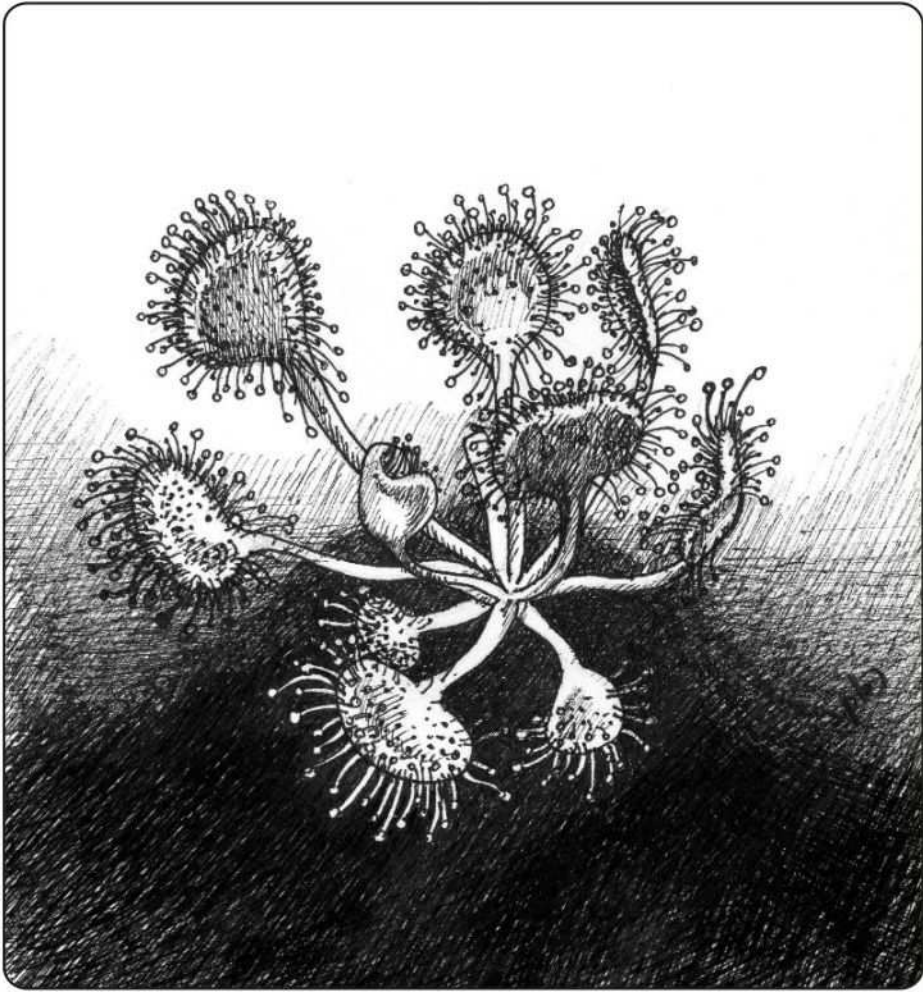
Sites disturbed by mining were surveyed in the Czech Republic, central Europe. The sites included spoil heaps from coal mining, sand and gravel pits, extracted peatlands and stone quarries. The following main conclusions emerged: (i) Potential for spontaneous succession to be used in restoration projects is between 95 and 100% of the total area disturbed. (ii) Mining sites, if mining is properly designed and then the sites are left to spontaneous succession, often act as refugia for endangered and retreating organisms, and may contribute substantially to local biodiversity.

Keywords: landscape scale, disturbed sites, spontaneous succession, technical reclamation

Abstrakt

Předmětem této studie byla místa narušená těžbou v České republice (střední Evropa). Lokality zahrnovaly výsypky po těžbě uhlí, pískovny a šterkovny, těžená rašeliniště a lomy. Byly vyvozeny následující závěry: (i) Potenciálu spontánní sukcese je možno využít pro projekty obnovy na 95 až 100% území. (ii) Pokud těžba probíhá vhodným způsobem a po skončení těžby jsou místa ponechána spontánní sukcesí, mohou těžebny představovat refugia pro ohrožené a ustupující organismy a mohou tak přispět podstatně k lokální biodiverzitě.

Následující pasáž o rozsahu 6 stran obsahuje utajované skutečnosti a je obsažena pouze v archivovaném originále diplomové práce uloženém na Přírodovědecké fakultě.



CHAPTER V

Těžená rašeliniště

[Mined peatlands]

Petra Konvalinková (ed.)

Co-authors: Petr Bogusch, Petr Hesoun, Petr Horn, Martin Konvička, Anna Lepšová, Vladimír Melichar, Ladislav Rektoris, Jan Šťastný & Vít Zavadil

In: Řehounek J., Řehouneková K., Prach K. (eds.): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. [Ecological restoration of sites disturbed by mining activities and industrial deposits] Calla, České Budějovice, 2010

Úvod

Zatímco ve skandinávských zemích mohou rašeliniště tvořit až kolem 20 % území, v ČR se jedná o poměrně vzácný biotop. Odhaduje se, že zachovalá rašeliniště tvoří pouze 0,3 % našeho území; přitom většina se jich vyskytuje v pohraničních pohořích. V našich podmínkách rašeliniště představují biotop „ostrovního“ charakteru, se specifickou flórou a faunou, hostící mnohdy glaciální reliktů (Spitzer et al. 1999). Lze jen doufat, že budou dotěženy stávající těžebny a nové otevřeny nebudou.

Lokalita	Oblast	Nadm.v. m n. m.	Těžba běží	Pozn.
1 Borkovice	Veselsko-soběslavská blata	420	-	spontánní sukcese, lesnická a zemědělská rekultivace, částečná revitalizace
2 Branná	Třeboňsko	440	+	lesnická rekultivace, spontánní sukcese
3 Hrdlořezy	Třeboňsko	460	+	lesnická rekultivace, spontánní sukcese, částečná revitalizace
4 Příbraz	Třeboňsko	470	+	těžba bude brzy ukončena; spontánní sukcese, lesnická rekultivace, v přípravě hydrická rekultivace
5 Člunek	Jindřichohradecko	540	+	spontánní sukcese
6 Světlík	Pošumaví	740	+	spontánní sukcese, zeměd. rekultivace
7 Horní Borková	Šumava	740	-	spontánní sukcese
8 Soumarský Most	Šumava	750	-	spontánní sukcese, lesnická rekultivace; revitalizace
9 Vlčí Jámy	Šumava	780	+	spontánní sukcese
10 Krásno	Slavkovský les	780	-	spontánní sukcese; zahájena revitalizace
11 Hora sv. Šebestiána	Krušné hory	850	+	spontánní sukcese, lesnická rekultivace
12 Abertamy	Krušné hory	870	-	částečná rekultivace zalesněním
13 Františkovy lázně	Chebská pánev	432	-	těžba slatiny pro lázeňství

Těžba rašeliny probíhá v současnosti (nebo byla v nedávné době ukončena) pouze na několika lokalitách. Velikost těžeben je kolem 100 - 200

ha. Aktuálně těžené (nebo dotěžené) plochy se nacházejí zejména v jižních Čechách (Třeboňsko, Jindřichohradecko, okolí Veselí nad Lužnicí, Šumava), Krušných horách a Slavkovském lese. Seznam známých strojově těžených lokalit je uveden v tabulce. Ruční těžba (tzv. borkování) probíhala v minulosti i v ostatních regionech s výskytem rašelinišť (Žďárské vrchy, Jizerské hory, Český les atd.)

Přestože těžených rašelinišť není mnoho, je třeba jim věnovat pozornost, neboť se jedná o velmi specifická stanoviště. Specifikum těžených rašelinišť oproti ostatním těžebním je v tom, že těžba probíhá ve zcela určitém biotopu, který je těžbou zničen. Dnes probíhá aktivní těžba (nebo byla v nedávné době ukončena) v biotopech: blatkové bory (L10.4 dle Katalogu biotopů), otevřená vrchoviště (R3.1), vrchoviště s klečí (R3.2), vrchovištní jezírka (R3.3), degradovaná vrchoviště (R3.4) a v minulosti probíhala těžba také v biotopech: vápnitá slatiniště (těžba kdysi např. na Polabské černavě – R2.1), nevápnitá mechová slatiniště (R2.2), přechodová rašeliniště (R2.3).

Další specifikum těžby rašeliny je legislativní – těžba rašeliny (a tedy i rekultivace) se řídí zákonem o těžbě rašeliny (č. 61/1956 Sb.), nikoliv horním zákonem (č. 44/1988 Sb.).

Zcela zásadní vliv na charakter těžebny a její následné využití má způsob těžby. V ČR lze v zásadě rozlišit 3 způsoby těžby:

- (i) ruční, tzv. borkování - způsob těžby používaný do 50.let 20.stol.
- (ii) průmyslová strojová těžba, u nás metoda tzv. frézování – používaná od 50. let 20.stol. dodnes, podmínkou těžby je kompletní odvodnění celého ložiska
- (iii) tzv. mokrá těžba - těžba bagrem spočívá v hloubení jam bez odvodnění ložiska, obvykle se využívá pro lázeňské účely, protože humolit neztrácí léčivé vlastnosti.

V dalším textu se soustředíme zejména na frézované lokality, kde je problematika ukončení těžby a následná rekultivace aktuální.

Geologie a geomorfologie

Recentní rašeliniště vznikala od konce doby ledové v průběhu posledních 10 000 až 15 000 let na nepropustných podložích. V závislosti na převládajícím zdroji vody můžeme vylíšit následující typy rašelinišť, které se liší vegetací a typem vznikajícího humolitu:

- ◆ minerotrofní slatiniště – sycena podzemní vodou, výskyt zejména v nížinách
- ◆ ombrotrofní vrchoviště – sycená převážně srážkami, typický výskyt v horských regionech,
- ◆ přechodová rašeliniště – sycená spodní vodou i srážkami, výskyt ve středních polohách,

Frézované i borkované lokality najdeme na místech přechodových rašelinišť a ombrotrofních vrchovišť. Rašelina je zde tvořena zejména rašeliníkem, suchopýry, ostřicemi a dřevem.

Reliéf dotěženého rašeliniště je dán typem těžby. U borkovaných lokalit má často podobu vyvýšených pásů, na kterých se vytěžená rašelina sušila, a prohlubní, které vznikly rýpáním „borek“, tedy kusů rašeliny cihlovitého tvaru. Tyto prohlubně byly často zaplaveny vodou a postupně se zazemnily. Při bagrování (mokré těžbě) vznikají vodní bazény se strmými břehy. Reliéf frézovaného rašeliniště představuje velká odvodňovací plocha tmavé rašeliny protkaná pravidelnou sítí odvodňovacích kanálů. Pole mezi kanály mívají mírně konvexní profil, který usnadňuje odvodnění směrem ke kanálům. Zbývající mocnost rašeliny je různá, některé lokality byly pomístně dotěženy až na minerální podloží (Abertamy, Příbraz), na některých byla předčasně zastavena těžba a proto mocnost téměř odpovídá původnímu stavu (část lokality Krásno). Obvyklá mocnost rašeliny na dotěžených ložiscích se pohybuje mezi 0,5 – 1 m, přičemž 0,5 m je zákonem předepsaný limit. Pokud byla odtěžena celá vrstva rašeliny, objevuje se minerální podloží, zpravidla jíly či štěrkopísky. Chemické charakteristiky zbytkové vrstvy humolitu jsou korelovány s jeho mocností – jako důležité pro sukcesi vegetace se ukázaly být hlavně pH, stupeň rozložení (humifikace) a obsah živin (stupeň mineralizace) – Konvalinková (2006), Lanta et al. (2004), Bastl et al. (2009).

Holá rašelina je poměrně nehostinný substrát – je bez diaspor, s nízkou dostupností živin, tmavý povrch se silně přehřívá, dochází k rozsáhlé vodní a větrné erozi a k mrazovému narušení (tvorba jehličkového ledu). Navíc má přeschlá rašelina špatnou smáčivost.

Technická rekultivace

Nejčastějším typem rekultivace v posledních desetiletích je prosté zalesnění. Konvexní profil těžebních polí je srovnán do roviny a osázen na husto nejčastěji borovicí lesní nebo smrkem. Kanály jsou ponechány ve funkčním stavu, aby dále stanoviště odvodňovaly a umožnily růst vysázených stromků. Dalším typem rekultivace je převedení na zemědělskou půdu a zornění. Tento způsob byl častý zejména v minulosti a v nížinách, na slatiništních lokalitách. Využívá se i hydrická rekultivace, kdy je povrch vytěženého rašeliniště zaplaven vodou – pokud to umožňuje reliéf a v blízkosti je zdroj vody.

Typ rekultivace je často volen s ohledem na plánované využití vlastníkem – plochy patřící do lesního půdního fondu, které byly po dobu těžby obvykle v pronájmu, jsou nejčastěji rekultivovány na les. Pokud byla plocha ve vlastnictví těžební společnosti, je často volena nejlevnější varianta z „technických řešení“, kterou je zaplavení vodou.

Po lesnické a zemědělské rekultivaci je biodiverzita vzniklých ploch většinou velmi malá. Zalesněním vznikají zpravidla husté porosty borovic nebo

smrků, buď téměř bez podrostu, nebo s běžnými lesními či ruderalními druhy v bylinném a keřovém patře. Díky evapotranspiraci stromů zde dochází k dalšímu vysušování rašeliny a její mineralizaci. V případě zaplavení vodou, pokud není vzniklé jezero příliš hluboké a není osazeno rybami, je možné očekávat vývoj mokřadní vegetace alespoň při jeho krajích, v delším časovém horizontu může dojít i k obnově rašelinotvorného procesu - terestrializaci.

Přírodě blízká obnova

Nejjednodušší a také nejlevnější cestou obnovy je ponechání spontánní sukcesí. Vhodným příkladem jsou borkované plochy, které byly po dotěžení obvykle ponechány spontánnímu vývoji. Dnes se jedná o často velmi hodnotné lokality chráněné jako maloplošná ZCHÚ (např. NPR Božídarské rašeliniště, Červené blato, PR Borkovická blata, Jezerní slat', Radostínské rašeliniště). Na místech, kde byl po ukončení těžby příznivý vodní režim, dochází většinou k obnově rašelinotvorného procesu a alespoň částečné regeneraci rašeliništní vegetace (Horn 2009). Díky těžbě došlo často k „omlazení“ rašeliniště, tedy návratu k ranějším sukcesním stádiím. Takové plochy se stávají útočištěm pro druhy, které preferují otevřenější a vlhčí stanoviště, ať už jde o cévnaté rostliny (např. kyhanka sivolistá – *Andromeda polifolia*, rosnatka okrouhlostá – *Drosera rotundifolia*), houby nebo živočichy. Např. řada tyrfofilních (žijící s oblibou na rašeliništích) a tyrfobiontních (žijících pouze na rašeliništích) motýlů vyhledává právě taková stanoviště. Otevřené vodní plochy, které často v borkovištích vznikají, jsou vyhledávaným biotopem tyrfobiontních vodních ploštic, vířníků a vážek. Kromě vážek rodu *Somatochlora* (lesklice horská – *S. alpestris*, l. severská – *S. arctica*), jejichž larvy žijí i ve vlhkém rašeliníku, se objevují i další tyrfofilní a acidofilní, ale i méně vyhraněné acidotolerantní druhy (Spitzer et al. 1999).

Spontánnímu vývoji byly ponechány také některé plochy frézovaných rašelinišť. Průběh sukcese je zde ovlivňován zejména těmito faktory:

- ◆ hladina vody a rozsah jejího kolísání během roku, pH a vodivost vody
- ◆ vlastnosti substrátu – stupeň mineralizace rašeliny, pH, podíl organického uhlíku atd.
- ◆ zdroj diaspor v okolí, zejména přítomnost rašeliništní vegetace
- ◆ mikroklimatické podmínky.

Hluboké odvodnění (1 m a více, často až na minerální podloží) frézovaných rašelinišť vede k zaklesnutí hladiny podzemní vody, rašelina se rychle rozkládá, dochází k mineralizaci a k zvyšování zásoby živin. Toho využívají konkurenčně silné rostlinné druhy na úkor původních rašelinných druhů, které kolonizují tato stanoviště pomaleji nebo vůbec. Velkoplošná těžba s sebou přináší zvýšené riziko invaze anemochorně se šířících ruderalních a expanzivních rostlinných druhů (zástupci čeledí Asteraceae, Salicaceae, Betulaceae aj.).

Na plochách se zaklesnutou hladinou vody se často uchycuje třtina křovištní

(*Calamagrostis epigejos*), která může blokovat další sukcesi na několik let. Uchycují se i další druhy trav jako metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*), chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a dřeviny, zejména bříza bělokorá (*Betula pendula*), b. pýřitá (*B. pubescens*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*), smrk ztepilý (*Picea abies*). Není-li sukcese blokována, již po dvaceti letech může vzniknout souvislý březoborový les.

Pokud se hladina vody pohybuje v průměru 0,3 m pod povrchem, dochází k uchycování mokřadní a rašelinistní vegetace včetně rašeliníků. Při malé mocnosti zbývajícího humolitu nebo průsaku minerálně bohatší vody převažují ve vegetaci druhy prameniště, vlhkých luk a přechodových rašeliníšť – sítna rozkladitá (*Juncus effusus*), s. nítovitá (*J. filiformis*), smldník bahenní (*Peucedanum palustre*), psineček psí (*Agrostis canina*), violka bahenní (*Viola palustris*), pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*), svízel bahenní (*Galium palustre*), karbinec evropský (*Lycopus europeus*), ostřice obecná (*Carex nigra*), o. prosová (*C. panicea*), o. zobánkatá (*C. rostrata*), o. šedavá (*C. canescens*), mochna nátržník (*Potentilla erecta*), bezkoleneček modrý (*Molinia caerulea*), ale také např. suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*); z dřevin pak zejména vrba popelavá (*Salix cinerea*) a břízy (*Betula* spp.). Častý je výskyt druhů vřesovišť a smilkových luk – plavuň vidlačka (*Lycopodium clavatum*), smilka tuhá (*Nardus stricta*) a sítna kostrbatá (*Juncus squarrosus*).

Pokud mocnost zbytkového humolitu dosahuje alespoň 0,4 m, objevují se typické druhy bylinného patra rašelinistí – zejména suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*), s. úzkolistý (*E. angustifolium*), vlochyň bahenní (*Vaccinium uliginosum*), borůvka černá (*Vaccinium vitis-idaea*), klikva bahenní (*Oxycoccus palustris*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), černýš luční (*Melampyrum pratense*), méně často také rojovník bahenní (*Ledum palustre*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), šicha černá (*Empetrum nigrum*), kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*) a ostřice chudokvětá (*Carex pauciflora*).

Funkční odvodnění obvykle trvale zabraňuje (i u ploch ponechaných spontánnímu vývoji) nastoupaní hladiny podzemní vody na původní úroveň (obvykle 0 – 0,2 m pod povrchem). Pokud chceme na odtěžených rašelinistních podpořit vývoj mokřadních či rašelinistních společenstev, je tedy nutné především obnovit jejich vodní režim. To je také první krok při ekologické obnově rašeliníšť. Pokusy o „revitalizaci“ frézovaných rašeliníšť jsou v ČR záležitostí až posledních zhruba deseti let. Zatím pouze lokalita Soumarský Most byla revitalizována na celé ploše; v současnosti probíhá také obnova Krásenského a Abertamského rašeliníště. Na lokalitě Borkovická blata a Hrdlořezy došlo k revitalizaci na části plochy.

Závěrem uvádíme stručný souhrn opatření, která jsou zásadní pro účinnou

revitalizaci.

Revitalizační zásahy:

(i) zlepšení hydrologického režimu

Hrazení nebo zasypání obvodových a centrálních odvodňovacích kanálů:

Dojde ke zvýšení hladiny podzemní vody, ke zpomalení odtoku z lokality a k vyrovnání rozkolísané hladiny podzemní vody. K zasypání odvodňovacích příkopů je možno použít neztvrdlý humolit. Druhou alternativou je přehrazení odvodňovacích kanálů soustavou přehrážek s přepadem. V současné době se nejčastěji používají dřevěné přehrážky z místního materiálu (smrk, borovice) utěsněné udusanou rašelinou, pro některé projekty se využívají trvanlivější dřeva – akát, dub. Hrázky se někdy navíc těsní geotextilií. Obvykle by mělo být cílem zvednutí hladiny vody až na úroveň povrchu rašeliny. Tento stav je zásadní podmínkou pro znovuoobnovení rašelinotvorného procesu (paludifikace) a pro existenci nelesních rašelinistních biotopů. Na těžných rašelinistních s fragmenty cenných lesních společenstev (blatková a klečová rašelinistě, rašelinné bory) lze zvyšovat hladinu vody na takovou úroveň, aby nedošlo k negativnímu ovlivnění kořenového systému stromů.

Výhloubení menších rašelinných tůní s volnou vodní hladinou: Mohou sloužit jako zdroje opětovné paludifikace, odkud se dále mohou šířit původní rostlinné druhy rašelinných biotopů. Menší prohlubně jsou výhodné při jímání dešťové vody a vody z tajícího sněhu. Tůňky také zvyšují diverzitu ploch a mohou být vhodným biotopem pro některé druhy rostlin a zvířat – vodní plošnice, vířníky, vážky a jiný hmyz, obojživelníky, vodní ptactvo. Na vyfrezovaných plochách holé rašeliny mají i významnou protipožární funkci.

(ii) introdukce druhů, příp. použití mulče

Výsev a výsadba bylin a mechorostů: Přímé výsadby a výsevy žádoucích druhů je vhodné provádět pouze na lokalitách s nedostatečným zásobením sporymi z okolí. Smysluplné je provádět introdukci pouze u ploch s vhodnými stanovištními podmínkami (už zamokřené plochy). K introdukci je možno použít generativních i vegetativních částí rostlin a mechorostů (používáno často např. u rašeliníků).

Mulč může sloužit nejen jako zdroj diaspor, ale zlepšuje také mikroklimatické podmínky na povrchu rašelinistě (zastínění, snížení výparu apod.). Přípustné je pouze využití lokálních zdrojů mulče, spor a semen z dochovaných kontaktních lokalit.

Výsadba dřevin: Plošnou výsadbu dřevin lze připustit jen na lokalitách původně alespoň částečně lesních nebo klečových rašelinistě, kde lze tímto způsobem podpořit původní genofond dřevin. Na původně otevřených biotopech je výsadba dřevin nežádoucí. Naopak je většinou nutné alespoň částečně nálety dřevin odstraňovat s cílem obnovit původní otevřený charakter ploch. Výjimkou mohou být výsadby jednotlivých potravních dřevin ve

prospěch ornitofauny.

(iii) remodelace terénu

Vytvoření hrází z rašeliny a jiné modelace terénu: Smysluplné opatření pouze ve specifických případech, kdy je nutné zamezit povrchovému odtoku z rašeliniště nebo intenzivní erozi humolitu. Dobře se osvědčily jednoduché protierozní zábrany z kmenů položených na povrchu rašeliny a zajištěných kolíky. Pokud byla při těžbě vytěžena rašelina až na minerální podklad, je možné navézt alespoň minimální vrstvu rašeliny.

(iv) další opatření

Podpora živočichů: Mnohá naše rašeliniště trpí přerušným kontaktem s jinými biotopy – izolací, za kterou často může bariéra vzrostlého lesa. Např. četní motýli (žluťásek borůvkový – *Colias palaeno*, perleťovec severní – *Boloria aquilonaris*, modrásek stříbroskvrný – *Vacciniina optilete*) se na rašeliništích pouze vyvíjejí, ale dospělci získávají nektar z okolních luk. Součástí revitalizace by mělo být zajištění návaznosti na krajinu.

Potenciál výskytu významných společenstev a druhů

Rostlinná společenstva

V3 Makrofytní vegetace oligotrofních jezírek a tůní, M1.7 Vegetace vysokých ostřic, M2.2 Jednoletá vegetace vlhkých písků, M3 Vegetace vytrvalých obojživelných bylin, R2.3 Přejídná rašeliniště, R3.1 Otevřená vrchoviště, R3.4 Degradovaná vrchoviště, T2.3 Podhorské a horské smilkové trávníky, T8.2 Sekundární podhorská a horská vřesoviště, K1 Mokřadní vrbiny, L10.1 Rašelinné březiny (klasifikace podle Chytrý et al. 2001).

Cévnaté rostliny

C1 – kaprad' hřebenitá (*Dryopteris cristata*), nehtovec přeslenitý (*Illecebrum verticillatum*), stozrník lnovitý (*Radiola linoides*), **C2** – bříza trpasličí (*Betula nana*), bublinatka menší (*Utricularia minor*), kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*); **C3** – borovice blatka (*Pinus rotundata*), jestřábník žlutý (*Hieracium aurantiacum*), klikva bahenní (*Oxycoccus palustris*), prha arnika (*Arnica montana*), pupečník obecný (*Hydrocotyle vulgaris*), rojovník bahenní (*Ledum palustre*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), suchopýrek trsnatý (*Trichophorum cespitosum*), tavolník vrbovitý (*Spiraea salicifolia*), třezalka rozprostřená (*Hypericum humifusum*), vrbina (bazanovec) kytkokvětá (*Lysimachia thysiflora*), všivec lesní (*Pedicularis sylvatica*), **C4a** – ostřice Buekova (*Carex buekii*), šicha černá (*Empetrum nigrum*), mochna (zábělník) bahenní (*Potentilla palustris*), bublinatka jižní (*Utricularia australis*), **C4b** – bříza karpatská (*Betula carpatica*)

Pozn.: Vzácné a ohrožené druhy cévnatých rostlin jsou obvykle pozůstatkem

druhového spektra původních rašeliništních biotopů nebo se jedná o druhy náhradních biotopů – mokřadů a vřesovišť; výjimečně se uplatňují druhy jiných oligotrofních stanovišť, např. nehtovec přeslenitý (*Illecebrum verticillatum*). Typickým druhem, nacházejícím na borkovaných plochách v horských oblastech optimální podmínky, je bříza trpasličí (*Betula nana*). Obnažený substrát může při dostatečné vlhkosti vyhovovat konkurenčně slabším a světlomilným rostlinám. Příkladem je masové uchycení rosnatky okrouhloisté (*Drosera rotundifolia*) na Borkovických blatech, v Krásně, Abertamech či na Horní Borkové. Podmínkou příznivého stanoviště pro tyto druhy je dostatečně vysoká hladina vody, které je třeba docílit zahrazením odvodňovacích kanálů. Suchá rašelina je naopak masivně invadována nepůvodním mechorostem křivonožkou vehnutou (*Campylopus introflexus*).

Řasy krásivky

Vzácné druhy: *Staurostrum setigerum*, *St. aculeatum*, *St. orbiculare*, *Desmidium cylindricum*, *Netrium interruptum*, *Staurodesmus lanceolatus* var. *compressus*, *Closterium calosporum* var. *brasiliense*, *Cl. angustatum*, *Roya cambrica*, *R. closterioides*

Hojné druhy: *Micrasterias rotata*, *M. thomasiana* var. *notata*, *M. crux-melitensis*, *M. papillifera*, *Euastrum oblongum*, *E. ansatum*, *Closterium lunula*, *Cl. diana*, *Cl. intermedium*, *Cl. costatum*, *Cl. turgidum*, *Cl. gracile*, *Hyalotheca dissiliens*, *Desmidium swartzii*

Pozn.: Všechny uvedené údaje pocházejí z jediné lokality – Borkovická blata, z tůní vzniklých po revitalizaci. Krásivky se zde vyskytují zejména v bentosu (tvoří povlak na povrchu dna mělkých tůní) a jako součást epifytických společenstev tvoří nárosty na ponořených rostlinách (zejména bublinatce jižní – *Utricularia australis*) a mechorostech. V konečné fázi vysychání mělkých tůní se pak často vyskytují ve formě aerofytických společenstev, která tvoří tenké povlaky na vlhké rašelině. Na uvedené lokalitě převažují a dominují typická společenstva mesotrofních, mírně kyselých vod. Přestože je zde poměrně vysoká druhová diverzita, těžiště významu lokality z hlediska krásivek je zejména v jejich masovém výskytu. Přitom zde, jak se zdá, dochází k postupnému vývoji společenstev. Kromě běžných, pro daný typ lokality typických druhů, se v posledních letech objevují i druhy vzácnější, charakteristické pro stabilní biotopy v pozdějších stadiích sukcese (Šťastný 2005).

Další údaje o výskytu řas pocházejí z lokality Krásno. Zde vedly těžební aktivity spojené s odvodněním k úplné přestavbě společenstev řas z vodních na půdní. Typická společenstva půdních řas se vyvíjela při relativní půdní vlhkosti pod 80 %. Společenstva půdních řas v rašeliništích s nízkým pH byla tvořena pouze zelenými řasami, jejich abundance však dosahovala ve starších sukcesních stadiích vysokých hodnot - až 17 mil. buněk/g suché půdy (Gardavský et

al. 1996).

Houby

Turfíkolní (na surové rašelině): třepenitka vlhkomilná (*Hypholoma udum*), t. pomněnková (*H. myosotis*) VU; paraziti a saprofyti na rašeliníku: líha mokřadní (*Lyophyllum palustre*), čepičatka močálová (*Galerina paludosa*), třepenitka prodloužená (*Hypholoma elongatipes*), závojenka sítinová (*Entoloma juncinum*) EN, z. rašeliníková (*E. elodes*); ektomykorhizní druhy s pionýrskými dřevinami (*Pinus sylvestris*, *Betula* sp. div): holubinka rašeliníková (*Russula helodes*) EN, kozák barvoměnný (*Leccinum variicolor*) NT, kozák bílý (*Leccinum holopus*) NT; druhy mezi mechorosty a v trávě: závojenka křížovýtrusá (*Entoloma conferendum*), třepenitka ploníková (*Hypholoma polytrichi*)

Údaje jsou z narušených ploch Krásno, Abertamy a Přebuz (borkované do 50. let)

Pozn.: Mykoflóra makromycetů rašelin je velmi specifická. Rašelinový podklad představuje extrémní, pro houby těžko rozložitelný substrát v oligotrofních podmínkách, s velmi nízkým pH a nedostatkem minerálních živin, včetně dusíku. Stanoviště jsou zaplavována a tím s přechodným anaerobním prostředím.

Spektrum saprofytů, včetně turfíkolních, které rozkládají opad rostlin a rašelinu, je velmi chudé, především proto, že opad zdejších rostlin je těžko rozložitelný (*Ericaceae*, *Pinaceae*). Zvláštní skupinou saprofytů jsou lignikolní druhy hub, které osídlují dřevo. V porovnání s jinými biotopy je skupina saprofytů a lignikolních druhů ochuzena především nepříznivými fyzikálními podmínkami, zvýšením podílu toxických fenolických látek, nedostatkem dusíku v opadu a dřevě rostlin.

Specifickou skupinu makromycetů na rašeliníštích tvoří paraziti. Ve zdejších podmínkách parazitují zejména na rašelinících, urychlují odumírání jejich lodyh a pokračují ve vývoji jako saprofyti (*Lyophyllum palustre*, *Galerina paludosa*). Jiná skupina parazituje na velkých plodnicích hub, v podmínkách rašeliníšť především na ektomykorhizních družích (rod *Microcollybia*).

Ekologicky velmi významnou skupinou hub na rašeliníštích jsou ektomykorhizní druhy, které jsou mutualisticky provázány s přítomnými dřevinami (rody *Suillus*, *Leccinum*, *Russula*, *Lactarius* na břízách, borovicích a vrbách). Pro rašeliníště je také charakteristický výskyt erikoidních mykorhiz (houby řádu *Pezizales* na rostlinách čeledi *Ericaceae*). Mykorhizní houby na rašeliníštích uvolňují především organicky vázaný dusík z rašelinu a ze surového humusu a vracejí jej do malého koloběhu živin. Funkce je adaptací systému rostlina/houba na stresové podmínky rašeliníšť.

K obnově vzácné a specifické mykoflóry rašeliníšť a k obnově jejich funkcí dochází v současně (mykorhizní druhy) a v návaznosti (saprofytní a lignikolní

druhy) na obnovu narušeného biotopu a na zvyšování druhové diverzity charakteristických rašeliništních rostlin a na hromadění opadu.

Bezobratlí

Hmyz

Vážky (Odonata): vážka hnědoskvrnná (*Orthetrum brunneum*) EN, vážka žlutoskvrnná (*Orthetrum coerulescens*) EN, vážka jasnoskvrnná (*Leucorrhinia pectoralis*) VU, šídlo sítinové (*Aeshna juncea*) VU, páskovec kroužkovaný (*Cordulegaster boltonii*) VU, šídlatka brvnatá (*Lestes barbarus*) VU, šídlatka tmavá (*Lestes dryas*), šidélko kopovité (*Coenagrion hastulatum*) NT

Rovnokřídlí (Orthoptera): saranče tlustá (*Stethophyma grossum*) NT – vyšší ostřicové porosty

Blanokřídlí (Hymenoptera): hrabalka tenkorohá (*Anoplius tenuicornis*) CR, vosa norská (*Dolichovespula norvegica*) VU, kutilka *Crabro lapponicus* CR, čmelák širolebý *Bombus wurflenii*) VU, včely *Anthocopa villisa* CR, *Osmia nigriventris* CR, *Andrena lapponica* LC, *A. tarsata* CR, *A. congruens* VU, *Lasioglossum subfulvicorne austriacum* CR

Plošnice (Heteroptera): kněžice *Aelia klugi* NT, lovčice *Nabis ericetorum* VU, zákeřnice *Coranus subapterus*, ploštičky *Macrodema micropterum* CR, *Nysius lineatus*, vroubenka *Rhopalus conspersus*

Brouci (Coleoptera): střevlíkovití (*Carabidae*) – svižník lesní (*Cicindela sylvatica*) NT, střevlíci *Notiophilus germinyi*, *Bembidion humerale*, *Carabus arcensis*, *C. problematicus*, *C. nitens*, *Bradycellus ruficollis*, *Agonum ericeti*, *Cymindis vaporariorum*, *Amara famelica*, *A. infima*; mandelinkovití (*Chrysomelidae*) - krytohlav *Cryptocephalus vittatus*, mandelinka *Lochmaea suturalis*, dřepčící *Altica oleracea breddini*, *Asiolestia nigritula*, *Chaetocnema sahlbergi*; sluněčkovití (*Coccinellidae*) - sluněčka *Coccinella h. hieroglyphica*, *Anatis ocellata*; kovaříkovití (*Elateridae*) - kovařík *Ampedus pomonae*; nosatci (*Curculionidae*) - zobonoska *Deporaus mannerheimi*, nosatec *Auleutes epilobii*; tesaříkovití (*Cerambycidae*) - kozlíček *Menesia bipunctata* (NT)

Motýli (Lepidoptera): modrásek stříbroskvrný (*Vacciniina optilete*) VU, perleťovec severní (*Boloria aquilonaris*) EN, žluťásek borůvkový (*Colias palaeno*) VU, okáč stříbroký (*Ceonomypha tullia*) CR, batolec duhový (*Apatura iris*)

Pozn.: Na rašeliništích se díky různorodým podmínkám setkávají druhy různých stanovišť a nároků – druhy relativně teplomilné i horské, druhy vázané na suchá otevřená stanoviště i druhy vlhkomilné. Relativně teplomilné druhy se objevují hlavně v iniciálních stádiích, na sušších stanovištích se sporou vegetací. Na sušších místech se objevuje také vřes, na který je vázán stenoekní

hmyz (zejména brouci a ploštice). Regenerující iniciální stadia jsou vyhledávána také některými jinak ohroženými druhy motýlů. Řada tyrfobiontních a tyrfofilních druhů upřednostňuje mikrostanoviště v rané fázi sukcese – příkladem jsou drobní motýli troficky vázaní na rosnatky, nebo tyrfofilní potápníci a vodomilové vázaní na iniciální tůňky (u nás desítky takových druhů). Horská rašeliniště mohou hostit řadu vzácných horských druhů žahadlových blanokřídlých.

Další skupina druhů je vázána na vodní nebo mokřadní biotopy, např. některé stenoekní hygrofilní ploštice. Na odvodňovacích kanálech můžeme nalézt i poměrně vzácné teplomilné či acidofilní druhy vážek, nebo hygrofilní druhy hmyzu, např. brouků z čeledi stěvlíkovitých (Carabidae). A nakonec na dřeviny (zejména listnaté) jsou vázány některé vzácnější dendrofilní druhy (např. ploštice).

Obratlovci

Obojživelníci (*Amphibia*): čolek velký (*Triturus cristatus*) EN, čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) NT, čolek horský (*Mesotriton alpestris*) NT, kuňka obecná (*Bombina bombina*) EN, blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*) NT, ropucha obecná (*Bufo bufo*) NT, rosnička zelená (*Hyla arborea*) NT, skokan hnědý (*Rana temporaria*) NT, skokan ostronosý (*Rana arvalis*) EN, skokan krátkonohý (*Pelophylax lessonae*) VU, skokan zelený (*Pelophylax esculentus*) NT

Pozn.: Údaje o výskytu obojživelníků pochází v naprosté většině z Borkovických blat (Fischer 2009). Obojživelníci jsou tu vázáni především na rašelinné tůňky, vodní plochy vzniklé zaplavením povrchu při zvednutí hladiny vody, ale také na odvodňovací kanály. K rozmnožování však dokáží využít pouze vodní plochy, kde je vyšší pH (což je právě případ Borkovic). Rašelinné tůňky jsou hloubeny člověkem jako revitalizační opatření, ale občas se objevují i drobné „tůňky“, které vznikly disturbancí zvěře.

Plazi (*Reptilia*): ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*) NT, ještěrka obecná (*Lacerta agilis*) NT, slepýš křehký (*Anguis fragilis*) LC, užovka obojková (*Natrix natrix*) LC, zmijs obecná (*Vipera berus*) VU

Pozn.: Přehřívání tmavého povrchu rašeliny a dostatek potravních zdrojů vyhovuje některým plazům. Zvláště zmijs a ještěrka živorodá se vyskytují na těžných rašeliništích poměrně často.

Ptáci (*Aves*): volavka popelavá (*Ardea cinerea*) NT, čírka obecná (*Anas crecca*) CR, ostříž lesní (*Falco subbuteo*) EN, tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*) EN, slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*) NT, jeřáb popelavý (*Grus grus*) CR, kulík říční (*Charadrius dubius*) VU, bekasina otavní (*Gallinago gallinago*) EN, vodouš kropenatý (*Tringa ochropus*) EN, lelek lesní (*Caprimulgus europaeus*)

EN, linduška luční (*Anthus pratensis*) NT, bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*) EN, bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*) LC, kos horský (*Turdus torquatus*) EN, ťuhýk obecný (*Lanius collurio*) NT, ť. šedý (*L. excubitor*) VU, čečetka zimní (*Carduelis flammea*) NT

Pozn.: Avifauna těžených rašelinišť zahrnuje především druhy hercynské horské fauny vázané na původní rašeliništní biotopy (zejména těžebny ve vyšších nadmořských výškách). Obohacují ji druhy otevřených ploch, mokřadů a raných sukcesních stadií. V případě výskytu vodních ploch se zde vyskytují bahňáci, potápky a vzácnější druhy kachen. Jedná se o významný a leckde i klíčový biotop tetřívka obecného.

Savci (Mammalia): los evropský (*Alces alces*) EN, myšivka horská (*Sicista betulina*) VU

Pozn.: Těžebny rašelinišť neosídľují specifické druhy savců, ze vzácných druhů se především na Šumavě můžeme setkat s myšivkou horskou a losem evropským.

Specifické zásady obnovy rašelinišť

Metody obnovy se odvíjí od cílového stavu, kterého chceme dosáhnout:

- ◆ obnova původního rašelinného biotopu, včetně obnovy rašelinotvorného procesu;
- ◆ vznik náhradního mokřadního či jiného biotopu;
- ◆ udržení populace nějakého druhu;
- ◆ obnova určité funkce – u rašelinišť je nutno brát v potaz i jejich další funkce v krajině (hydrologický režim, vliv na mikroklima, role v koloběhu uhlíku).

Přestože řada vzácných druhů je vázána na vlhká až vodní stanoviště (hmyz, obojživelníci, ptáci), některé druhy jsou vázány i na sušší otevřená stanoviště (např. vřesoviště), nebo využívají mozaiku těchto stanovišť. Pokud je to možné, měla by být při obnově aspoň částečně zachována mozaika (diverzita) biotopů.

Po provedení revitalizačních projektů či jako prostředek usměrnění sukcese lze použít následná managementová opatření:

- ◆ odstranění náletových dřevin;
- ◆ maloplošné disturbancev případě specifické péče o druhy (rostliny, hmyz apod.);
- ◆ obnova a údržba přehrázek (obvykle jednou za 5 až 10 let);
- ◆ péče o stanoviště vzácných živočichů;
- ◆ usměrňování návštěvnosti do stálých tras, aby byli návštěvníci spokojeni a významná část území zůstala trvale klidová (často se jedná o ornitologicky významné lokality s druhy citlivými na rušení).

Příklady dobré praxe

(i) Rašeliniště Soumarský Most

Lokalizace: na levém břehu Vltavy, mezi železniční tratí a řekou; jižně od železniční zastávky Soumarský Most, východně od kempu Soumarský Most; rozloha 56 ha.

Ochranné statuty: NP Šumava (III. zóna)

Historie území: Záznamy o první těžbě (borkování) pochází z konce 19. století. Těžba borkování probíhala v západní části rašeliniště a byla ukončena v r. 1945 v souvislosti s odsunem Němců. V 60. letech začala strojová těžba rašeliny na 53 ha. Těžba byla postupně ukončována při zbývající mocnosti rašeliny cca 0,5 m, na konci 80.let byla těžba ukončena na celé severozápadní části ložiska. Tyto plochy byly rekultivovány lesnickým způsobem, ve výsadbě byla použita hlavně borovice lesní, v menší míře smrk ztepilý. Správa NP a CHKO Šumava zahájila v r. 1998 jednání o ukončení těžby a revitalizaci. Těžba byla ukončena v r. 2000, díky čemuž zůstala na většině frézované plochy zachována zbytková mocnost rašeliny větší než 1 m. Genofondová plocha borovice kleče (*Pinus mugo*), která byla na malé části vytěžené plochy založena v 80. letech, byla v r. 1999 zrušena.

Geologie: Těžba probíhala v místě údolního vrchoviště. Po těžbě zůstala různě mocná vrstva suchopýro-rašeliníkové rašeliny s velkým podílem dřeva.

Botanika: V roce 2007 pokrývala vegetace cca 50 % plochy, kolem 40 % tvořila obnažená rašelina a zbylou část vodní plocha. Díky zvýšení hladiny vody došlo k poměrně masivnímu šíření suchopýru pochvatého (*Eriophorum vaginatum*). Zejména kolem kanálů tvoří porosty suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*), na vlhčích místech pak ostřice zobánkatá (*Carex rostrata*). Na holé rašelině se dále uchycují keříčky vřesu (*Calluna vulgaris*), vlochyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*) a borůvky černé (*V. myrtillus*). Z dalších mokřadních druhů se vyskytuje sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), ostřice šedavá (*Carex canescens*) či bezkolonec modrý (*Molinia caerulea*). Rašeliníky se samovolně nebo díky reintrodukcí uchytily asi na 8 % plochy. Na obnažené rašelině roste druh *Sphagnum fallax*, ve vodních plochách *S. cuspidatum*; vzácněji se vyskytují i další druhy - *S. rubellum*, *S. magellanicum*, *S. girgensohnii*. Kanály jsou často lemovány stromy břízy pýřité (*Betula pubescens*), která tvoří i větší porosty spolu s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a smrkem ztepilým (*Picea abies*) v podrostu. Od závodu a železnice se do vytěženého prostoru rozšířily i ruderní druhy, jako třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a lupina mnohohlávková (*Lupinus polyphyllus*). Jejich výskyt je zatím omezen na malou část rašeliniště a zdá se, že nebudou plošně invadovat vytěženou plochu.

Zoologie: Na vodních plochách se vyskytuje několik druhů vodních ptáků.

Management: Prvním revitalizačním zásahem bylo zablokování odvodňovacích příkopů, nejdříve bočních, a pak i hlavních odvodňovacích příkopů. Dalším z opatření k obnovení vodního režimu bylo budování umělých depresí. Celkem bylo vytvořeno 14 mělkých depresí o rozměrech 10x10 metrů. Jak se však ukázalo, část těchto depresí svoje okolí spíše vysušuje, než zavodňuje. Dalším důležitým zásahem byly protierozní zábrany z kmenů položených na povrch rašeliny a zajištěných kolíky. Zábrany byly umístěny napříč místy, kterými při srážkových extrémech proudí voda. Kromě technických zásahů byla ve vytěženém areálu prováděna záměrná reintrodukce mokřadních druhů rostlin (nejprve vyšších rostlin, pak hlavně rašeliníku). Pro introdukci druhů a zlepšení mikroklimatu byl na povrch navrstven mulč získaný z rašelinných luk na okraji rašeliniště a v blízké nivě Vltavy. Dalším aktivním zásahem směřujícím ke snížení evapotranspirace bylo odstranění náletových dřevin.

(ii) Borkovice

Lokalizace: ca 1 km severně od obce Mažice, v lesním komplexu mezi obcemi Mažice, Klečaty, Vlastiboř a Záluží, rozloha: cca 170 ha

Ochranné statuty: část těžebny zahrnuta do PR Borkovická blata, EVL Borkovická blata

Historie: Ruční těžba rašeliny začala zhruba v polovině 19. století. Borkování trvalo zhruba 100 let. V r. 1949 byla zřízena SPR o rozloze 31 ha. V r. 1953 se začalo s velkoplošnou těžbou rašeliny a z toho důvodu byla rezervace v r. 1957 zrušena. Na plochu zrušené rezervace naštěstí těžba nedospěla. Po postupném útlumu byla těžba v r. 1978 ukončena definitivně. V r. 1980 byla opět zřízena rezervace o rozloze 55 ha. Těžba se sice zastavila na hranici blatkového porostu, ovlivnila ho však přilehlými odvodňovacími kanály. V r. 2000 byla původní rezervace rozšířena o dalších 35 ha včetně sousedící průmyslově vytěžené části rašeliniště. Celkem bylo vytěženo asi 400 ha původního rašeliniště. Na okraji zůstala část původního blatkového boru i s borkovanými plochami. Část frézovaných ploch byla zemědělsky rekultivována, na části byly prováděny pokusné lesnické výsadby, část plochy byla standardně zalesněna. Na většině plochy, která byla ponechána spontánní sukcesi, se nejčastěji vyvinuly březové lesy, případně nálety borovice lesní.

Geologie: Území patří k Třeboňské pánvi. Hlavní pánevní výplní jsou druhohorní světlé kaolinické pískovce až slepence a pestré jílovce klikovského souvrství (svrchní křída, coniak-santon), s mocností až 80 m. Na velké části plochy se nacházejí ložiska přechodové a vrchovištní rašeliny o různé mocnosti.

Botanika: Na zavodněných plochách se vytvořil mezotrofní mokřad s ostřicí zobánkatou (*Carex rostrata*) a sítinou rozkladitou (*Juncus effusus*). Místy tvoří porosty rákos obecný (*Phragmites australis*) a suchopýr úzkolistý (*Eriophorum*

angustifolium), na zvodnělé rašelině najdeme hojně sítinu cibulkatou (*Juncus bulbosus*) a s. článkovanou (*J. articulatus*). Na obnažené rašelině se vyskytuje v tisících kusů rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), mnohem vzácnější je pak kaprad' hřebenitá (*Dryopteris cristata*). Poblíž blatkového boru se na těžené ploše uchycuje kříženec borovice blatky (*Pinus x digenea*) a také původní rašeliništní druhy – rojovník bahenní (*Ledum palustre*) a vlochyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*). Při okrajích vodních ploch roste mochna bahenní (*Potentilla palustris*), vrbina kytkokvětá (*Lysimachia thyrsoiflora*), přímo ve vodě pak bublinatka jižní (*Utricularia australis*). Na suchých místech roste borovice lesní a bříza bělokora. Na suché rašelině expanduje mech křivonožka vehnutá (*Campylopus introflexus*) pocházející z jižní polokoule. Na našem území byl poprvé objeven v r. 1988 právě na Borkovických blatech.

Algologie: V revitalizovaných tůňích tvoří jednu z dominantních skupin řas krásivky; celkem zde bylo nalezeno cca 110 druhů, vesměs typických pro mezotrofní, mírně kyselá rašeliniště. Pro některé vzácné druhy představují tyto plochy jednu z mála známých lokalit v ČR.

Zoologie: Opět na tůňě a vodní plochy vzniklé revitalizací je vázána řada obojživelníků – čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), č. velký (*Triturus cristatus*), skokan krátkonohý (*Pelophylax lessonae*), s. zelený (*P. esculentus*), s. hnědý (*Rana temporaria*) či s. ostronosý (*R. arvalis*). Větší vodní plochy i kanály vyhledávají vážky, včetně několika vzácných druhů. Lokalita je evropsky významnou lokalitou pro vážku jasnoskvrnnou (*Leucorrhinia pectoralis*). Na vodní ploše hnízdí také několik druhů ptáků - např. slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*), lyska černá (*Fulica atra*), čírka obecná (*Anas crecca*), kachna divoká (*A. platyrhynchos*), moták pochop (*Circus aeruginosus*); v břehových porostech pak bekasina otavní (*Gallinago gallinago*) a čečetka zimní (*Carduelis flammea*). Vzácně zde byl pozorován také jeřáb popelavý (*Grus grus*). Sušší místa pak vyhledávají někteří plazi – ještěrka obecná (*Lacerta agilis*), j. živorodá (*Zootoca vivipara*), slepýš křehký (*Anguis fragilis*), zmije obecná (*Vipera berus*), užovka obojková (*Natrix natrix*). Pocházejí odtud také údaje o pozorování losa evropského (*Alces alces*).

Management: Po ukončení těžby plocha postupně zarůstala náletem borovic a bříz. V roce 2000 došlo k přehrazení hlavních odvodňovacích kanálů na několika místech. Tím se zvýšila hladina podzemní vody, a vytvořilo se tak několik vodních ploch. Byly také vyhloubeny 2 tůňě. V místě, kde se samovolně uchycují kříženci blatky a borovice lesní, byl proveden výřez pionýrských dřevin (AOPK ČR 2004).

(iii) Krásenské rašeliniště – rašeliniště V borkách

Lokalizace: 1,3 km Z od Krásna na již. úpatí Špičáku (825 m), rozloha: 72 ha

Ochranné statuty: CHKO Slavkovský les, EVL Krásenské rašeliniště, ložisko přírodního léčivého zdroje (peloidu)

Historie: Rašeliniště vzniklo v preboreálu až boreálu s iniciačním jádrem v podobě slatiniště s rákosem a blatnicí bahenní. Postupně rostlo do podoby otevřeného vrchoviště s řídkým porostem borovice blatky a smrku ztepilého. Vyskytuje se zde množství drobných mělkých jezírek, větší jezírka zde pravděpodobně nebyla. První odvodňovací příkopy souvisejí s maloplošným borkováním v západní části ložiska. Borkování probíhalo asi již od poloviny 19. století. V roce 1980 bylo provedeno úplné odvodnění ložiska (až na tzv. studijní plochu o velikosti 1 ha v SV cípu území), byla odstraněna povrchová vrstva rašeliny s vegetací, položeny přístupové panelové komunikace a započato s plošnou těžbou frézováním. Těžba rašeliny postupovala v pásech ve směru od jihu k severu ložiska. Jižní část lokality byla vytěžena až na minerální podloží, ve střední části byla rašelina odtěžena o 2-3 m a v severní části byl pouze odstraněn vegetační pokryv. V rozporu s ochranou ložiska jako léčivé suroviny byla vytěžená rašelina využita i pro zemědělské účely. Kolem r. 2000 se podařilo dosáhnout zastavení těžby a byly započaty projektové práce na revitalizaci rašeliniště. Teprve v roce 2008 se podařilo dosáhnout dohody s novým (restituovaným) vlastníkem ložiska (město Loket) a započít I. etapu revitalizace. Dohoda o provedení revitalizace zahrnuje i možnost vlastníka provádět v jižní části území maloplošnou těžbu suroviny pro lázeňské účely tzv. mokrou cestou. Roční objem těžby a způsob jejího provádění je předepsán a kontrolován příslušným orgánem ochrany přírody. V roce 2009 byla vyhloubena první pokusná jáma o ploše několika desítek m² mokrou cestou a odebrán první vzorek rašeliny pro lázeňské účely.

Geologie: Rašeliniště vrchovištního typu se střední nadmořskou výškou 775 m n.m. leží v kontaktní zóně žulového a rulového podloží. Napájeno je převážně prameny podzemních vod z infiltrační oblasti, podzemními vodami mělkého podpovrchového režimu a srážkovou vodou. Maximální mocnost rašeliniště není již možné změřit, s největší pravděpodobností dosahovala 8 m. V současnosti se velké části plochy dochovala rašelina o mocnosti 3-5 m.

Botanika: Původní vrchovištní vegetace se dochovala jen na malé ploše v SV cípu rašeliniště. Tvoří ji maloplošná mozaika společenstev odrážející členitý mikrorelief. Vegetace zvodnělých šlenků a jezírek patří do sv. *Leuco – Scheuchzerion palustris*, roste zde ostřice zobánkatá (*Carex rostrata*), rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), suchopýr úzkolistý (*Eriophorum angustifolium*), z mechorostů jsou zde zastoupeny rašeliníky (*Sphagnum majus*, *S. molluscum*, *S. balticum*) a srpnatka splývavá (*Warnstorfia fluitans*). Vegetaci terestrických bultů lze zařadit do svazů *Sphagnion medii*, případně *Oxycocco – Empetrion hermaphroditi*. Rostou zde kyhanka sivolistá (*Andromeda polifolia*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), šicha černá (*Empetrum nigrum*), suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*), klikva bahenní (*Oxycoccus palustris*),

brusnice (*Vaccinium* spp.), ploníky (*Polytrichum commune*, *P. strictum*) a rašeliničky (*Sphagnum fuscum*, *S. magellanicum*, *S. papillosum*, *S. rubellum*). Původně pouze fragmentárně se zde vyskytovaly blatkové porosty (as. *Pino rotundatae* – *Sphagnetum*), jejich podíl s postupující sukcesí na lokalitě vzrůstá. Na okrajích rašeliniště se dochovaly drobné laggové partie (sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*). Po celém obvodu rostou rašelinné smrčiny (as. *Sphagno-Picetum*), osidlují lemy do mocnosti rašeliny 0,5 m. Obnažená plochy těžebny s různou rychlostí zarůstá nejodolnějšími rašeliništními druhy, jako je suchopýr pochvatý (*Eriophorum vaginatum*), s. úzkolistý (*E. angustifolium*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*) a břízy (*Betula* spp.), borovice blatka (*Pinus rotundata*) a smrk ztepilý (*Picea abies*). Plošně se na vlhčených místech vyskytuje rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*). Z mechorostů se uplatňují rašeliničky *Sphagnum fallax*, *S. majus* a to především na vodní hladině v odvodňovacích příkopech. Pokryvnost pro rašelinná ložiska cizích druhů je poměrně nízká a omezuje se především na vyvýšená místa v místě bývalých manipulačních cest.

Zoologie: Zatím spíše nesystematický sběr dat ukazuje na častý výskyt poměrně rozšířených druhů plazů a obojživelníků, např. ještěrky živorodé (*Zooteca vivipara*), zmije obecné (*Vipera berus*), skokan hnědého (*Rana temporaria*).

Management: Revitalizační opatření realizovaná v I. etapě (2008, 2009) zahrnují především:

- ◆ odstranění manipulačních panelových cest
- ◆ částečné zahrnutí hlavního odvodňovacího kanálu ve středu území dostupným materiálem
- ◆ zbudování navazujících masivních přehrázek a stabilizačních prahů v celé délce hlavního odvodňovacího kanálu
- ◆ zbudování přehrázek k zamezení odtoku a nastoupaní hladiny podzemní vody na všech příkopech v severní polovině lokality
- ◆ vyhloubení šesti drobných vodních ploch simulujících svým charakterem rašelinná jezírka

V další etapě revitalizace bude skloubena maloplošná mokrá těžba s opatřeními pro stabilizaci hladiny vody v jižní části území a zváženy vhodné vegetační úpravy podporující přirozenou sukcesí vegetace. Také bude zbudována naučná stezka a informační systém pro veřejnost.

Příklady špatné praxe:

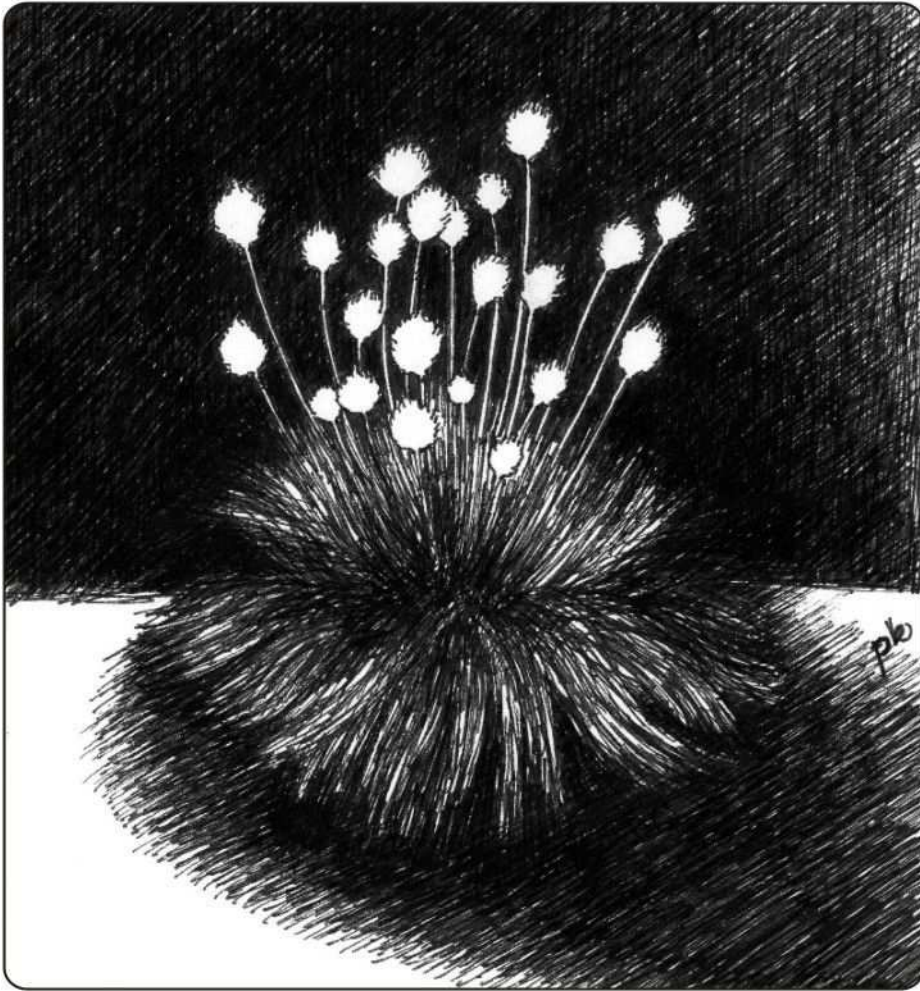
- (i) Rekultivace zalesněním borovicí lesní v Hrdlořezech.
- (ii) Lesnická rekultivace - monokultura borovice lesní v Branné.

Poděkování:

Editorka této sekce děkuje za spolupráci a konzultace při přípravě textu kolegům Danielu Abazidovi, Aleši Bezděkovi, Jaroslavu Blížkovi, Ivě Buřkové, Františku Gryczovi, Jiřímu Neustupovi, Karlu Prachovi, Jiřímu Řehouňkovi, Kláře Řehouňkové, Pavlu Řepovi a Milanu Vláškově a za podporu grantům IAA600050702, MŠM6007665801, AVOZ60050516 a DBU AZ26858-33/2. Použitá data byla získána také díky výzkumnému projektu SP/2d1/141/07 podpořenému MŽP ČR z rezortního programu.

Literatura:

- AOPK ČR (2004): Plán péče pro přírodní rezervaci Borkovická blata. - Ms. [Krajský úřad Jihočeského kraje, České Budějovice].
- Bastl, M., Štechová, T., Prach, K. (2009): Effect of disturbance on the vegetation of peat bogs with *Pinus rotundata* in the Třeboň Basin, Czech Republic. *Preslia* 81: 105-117.
- Doležal Z. (2006): Inventarizační průzkum EVL Krásenské rašeliniště – Coleoptera, Heteroptera, Diptera – Syrphidae. - Ms. [AOPK ČR – Správa CHKO Slavkovský les, Mariánské lázně].
- Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša, O., Hanel L. et al. (2007): Vážky České republiky/ The Dragonflies of the Czech Republic – Ekologie, ochrana a rozšíření/Ecology, Conservation and Distribution. - ZO ČSOP Vlašim, Vlašim.
- Fischer D. (2009): Inventarizační průzkum Borkovická blata. Obojživelníci. - Ms. [Krajský úřad Jihočeského kraje, České Budějovice].
- Gardavský A., Lederer F., Lukešová A., Třeštíková Z. (1996): Algae of peat bogs and mineral springs NNR Soos and surroundings. - In: Fošumová, P., Hakr, P., Husák, Š. (eds.), *Mokřady České republiky. Sborník abstraktů z celostátního semináře k 25. výročí Ramsarské konvence. Třeboň, 3.-5.12. 1996. Třeboň, 85-86.*
- Gremlica T. et al. 2009: Rekultivace a management nepřírodních biotopů v České republice. - Ms. [Závěrečná zpráva projektu VaV SP/2d1/141/07, Ústav pro ekopolitiku o.p.s., Praha].
- Horn P. (2009): Ekologie rašelinišť na Šumavě. - Ms. [Disert. práce, depon. Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice].
- Konvalinková P. (2006): Spontánní sukcese vegetace na těžných rašeliništích: možná cesta obnovy? (předběžné sdělení). - *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha. Mater* 21:135-140.
- Lanta V., Doležal J., Šamata J. (2004): Vegetation patterns in a cut-away peatland in relation to abiotic and biotic factors: a case study from the Šumava Mts., Czech Republic. - *Suo* 55: 33-43.
- Spitzer K., Bezděk A., Jaroš J. (1999): Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. – *J. of Insect Conserv.* 3: 97 – 106.
- Šťastný J. (2005): Diverzita a ekologie krásivek ve vybraných oblastech České republiky. - Ms. [Dipl. práce, Univerzita Karlova, Praha].



CHAPTER VI

Spontánní sukcese vegetace na těžných rašeliništích: možná cesta obnovy? (předběžné sdělení)

[Spontaneous revegetation of mined peatlands: A possible tool of
restoration? (preliminary results)]

Petra Konvalinková

Abstract

Peat has been extracted in the Czech Republic since the 18th century, in bogs dominated by *Pinus rotundata*. Two techniques that have different impact on the ecosystem are used: (1) industrial harvesting, practised in the past 50 years, and (2) block-cut mining, practised before. The block-cut peatlands were mainly left to spontaneous succession and regenerated well to stages close to the vegetation that was present in the site before extraction. The majority of recently extracted peatlands were deeply drained and afforested. At present, peatlands are only rarely managed to restore their hydrology and vegetation. Some small drained parts were left to spontaneous revegetation. Such sites have developed towards a common birch-pine woodland; peat-forming process did not recover, but occasionally some bog species, including mosses, occur. The importance of groundwater table and surrounding vegetation for the restoration is discussed. It seems that in most sites, recovery towards peatland is easier if assisted succession is involved and hydrological regime restored.

Keywords: block-cut peatland, Czech Republic, peat extraction, peatland, restoration, spontaneous succession

Nomenklatura: Kubát et al. (2002)

Úvod

Využívání rašeliny člověkem lze datovat tisíce let nazpět (Stoneman & Brooks 1997). Dlouhou dobu sloužila rašelina hlavně jako palivo. V současnosti je rašelina v naprosté většině těžena jako substrát pro zahradnické účely, v menší míře je využívána k jiným účelům, např. jako tradiční surovina pro lázeňství (Dohnal et al. 1965, Lavoie et al. 2003). Během minulého století byla rašeliniště odvodňována, vedle těžby, i kvůli lesnictví a zemědělství (Dohnal et al. 1965).

Na území ČR se začala rašelina ve větší míře těžit během 18. stol., a to zejména na Třeboňsku. Na přelomu 18. a 19. stol. byla rašelina často využívána jako palivo ve sklárnách (např. Žofiina huť jižně od Třeboně). Těžba byla prováděna ručně, tzv. borkováním. Tento způsob těžby přetrval až do 50. let 20. stol., kdy byl nahrazen mechanickou těžbou, technikou frézování (Dohnal et al.

1965). Ačkoliv u obou způsobů těžby je na začátku odstraněna veškerá vegetace a odtěžena vrchní, živá část rašeliniště (akrotelm), charakter těžené plochy po opuštění se značně liší (Price et al. 2003). Tyto odlišnosti jsou dány především užitím těžké mechanizace – u frézovaných ploch je míra odvodnění vyšší, rašelina bývá vytěžena do hlubších vrstev, dochází k zhutnění (kompakce) zbývající rašeliny (Schlotzhauer & Price 1999, Lavoie et al. 2003, Price & Whitehead 2004). Liší se i topografií reliéfu. Zatímco borkování vznikal heterogenní povrch s odtěženými jámami a vyvýšenými plochami, které sloužily k sušení a odvozu vyřípaných kusů rašeliny (borek), po průmyslové těžbě zůstávají velké, rovné plochy přerušované jen odvodňovacími kanály (Dohnal et al. 1965, Poulin et al. 2005).

Zásadní změny způsobené těžbou, jež mají za následek velmi pomalou (pokud vůbec) regeneraci rašeliniště, lze tedy shrnout do tří bodů:

- (i) odstranění vegetace a veškerých diaspor,
- (ii) změna hydrologie a
- (iii) změna struktury a chemického složení rašeliny (ta je dána jednak tím, že se těžbou odkryjí minerotrofnější spodní vrstvy, jednak díky poklesu vodní hladiny dochází k mineralizaci rašeliny a zrychlení dekompozice).

To platí pro borkované i mechanicky těžené lokality; u posledně jmenovaných jsou změny, týkající se hydrologie a vlastností rašeliny, mnohem výraznější.

Pro vývoj vegetace na odtěžené ploše je naprosto nezbytný přísun diaspor z okolí; to je první proměnná určující druhové složení (Salonen & Setälä 1992, Campbell et al. 2003, Gorham & Rochefort 2003). Další selekce druhů probíhá díky abiotickým podmínkám stanoviště – ne všechny rostliny dokáží z již přítomných diaspor vyklíčit a uchytit se (Salonen 1987, Campbell & Rochefort 2003). Není divu, podmínky na holé rašelině nejsou pro semenáčky moc příznivé – nedostatek vody (přesychání), živin, vysoké teploty, nestabilita substrátu, větrná eroze či tvorba jehličkového ledu pod povrchem, který narušuje kořenový systém (Salonen 1987, Salonen & Setälä 1992, Campbell et al. 2003). Jak se ukázalo, úspěch vegetace na těžných rašeliništích v Kanadě i v Evropě je ovlivněna zejména hladinou podzemní vody, pH, hloubkou zbývající rašeliny, koncentrací dusíku a fosforu a mírou dekompozice rašeliny (Salonen 1994, Tuittila et al. 2000, Girard et al. 2002). V těchto faktorech se odráží i způsob těžby či stáří dotěžené plochy.

Po ukončení těžby jsou rašeliniště buď podrobena rekultivaci nebo ponechána spontánní či řízené sukcesi. V ČR vypadá situace tak, že většina dotěžených ploch je rekultivována (výsadbou borovice lesní), menší část byla ponechána spontánnímu vývoji. Pokusy o ekologickou obnovu jsou u nás zatím spíše ojedinělé (Hrdlořezy, Soumarský Most). V budoucnu dojde k ukončení těžby na řadě míst a bude nutno rozhodnout, co s dotěženými plochami. Pokud chceme k obnově využít i spontánní sukcesi, je nutno vědět, jak u nás probíhá. Porozumění průběhu spontánní sukcese a faktorům, které ji ovlivňují, umožňuje

vytipovat místa s potenciálem k spontánní obnově a tím i snížení nákladů. V méně příznivých podmínkách výzkum napoví, jak lze regeneraci napomoci (Luken 1990, Lavoie et al. 2003).

Na území ČR se sukcesí na rašeliništích v širším krajinném měřítku zabýval pouze Bastl (1994), a to na těžných rašeliništích jižních Čech. Tato práce navazuje na jeho výsledky. Jejím cílem je:

- (i) porovnat vegetaci na rekultivovaných a spontánně zarostlých plochách,
- (ii) určit, za jakých podmínek dochází k spontánní obnově rašelinné vegetace a k obnově tvorby rašeliny,
- (iii) rozhodnout, zda je možná obnova těžných ploch v ČR spontánní nebo řízenou sukcesí.

Protože výzkum stále ještě probíhá, předkládám zde zatím první, předběžné výsledky. Zaměřím se na stručný popis průběhu sukcese, a pokusím se odpovědět na otázku, zda je možná obnova jen za pomoci spontánní sukcese. Pozornost bude věnována zejména frézovaným lokalitám, protože zde je problém obnovy aktuální.

Metodika

Přehled lokalit navštívených v r. 2005 je uveden v tab. 1. Vegetace byla zaznamenávána formou fytoocenologických snímků 5 × 5 m, pokryvnost druhů (včetně mechorostů) byla odhadnuta v procentech. S ohledem na velikost a heterogenitu plochy bylo zhotoveno 1-8 snímků na sukcesní stádium. Stáří plochy bylo u frézovaných lokalit zjištěno konzultací ve firmě Rašelina Soběslav, a.s., u borkovaných lokalit z literárních údajů a konzultací s příslušníky příslušných orgánů ochrany přírody (CHKO Třeboňsko, CHKO Šumava, Krajský úřad České Budějovice). Snímky byly zaměřeny pomocí GPS a v r. 2006 u nich budou zjišťovány další charakteristiky (mocnost rašeliny, hladina podzemní vody, pH, klimatická data, typ vegetace v okolí).

Výsledky a diskuse

Během r. 2005 bylo zapsáno 93 snímků (borkované lokality – 23, frézované lokality – 70, viz tab. 1). Stáří borkovaných ploch se pohybovalo mezi 50 a 100 lety, frézované plochy byly dotěženy před 1-25 lety. Protože stáří sukcesních ploch po obou typech těžby se nepřekrývá, je nutno vegetaci porovnávat s velkou dávkou opatrnosti.

Vegetace na borkovaných lokalitách byla podobnější původní rašelinné vegetaci. V bylinném patře borkovaných lokalit se vyskytovalo 5-10 druhů cévnatých rostlin. Pokryvnost mechového patra (rašeliníků) byla vysoká – přes 60 %. Snímky na frézovaných lokalitách obsahovaly průměrně 6-20 druhů,

nicméně tento vyšší počet byl dán zejména výskytem ruderálních druhů. Pokryvnost mechového patra byla průměrně 16 %. Nicméně i na těchto plochách se vyskytoval rašeliník (výskyt v pěti snímcích) – jeho pokryvnost většinou nepřesahovala 1 %, ovšem v jednom snímku byla zaznamenána až 75 % pokryvnost (15ti leté stádium, Vlčí Jámy). Zda se rašeliník na těžené ploše uchytí (z diaspor z okolí), nezávisí podle Poulin et al. (2005) ani tak na stáří plochy, jako na podmínkách po jejím opuštění. Rašeliník je schopný růst tam, kde je hladina vody vysoká a stabilní, během roku by neměla zaklesnout víc než 40 cm pod úroveň povrchu (Girard et al. 2002, Price & Whitehead).

Počet i zastoupení druhů na jednotlivých lokalitách bylo zřejmě ovlivněno okolím. Salonen & Setälä (1992) ve své studii dokonce zjistili, že okolní vegetace má na sukcesi větší vliv než chemické odlišnosti substrátu. Pokud se na okrajích těžené plochy vyskytují zbytky rašelinné vegetace, mohou sloužit jako zdroj diaspor rašelinných druhů (Poulin et al. 1999, Campbell et al. 2003).

Jak se zdá, nejvýznamnějším abiotickým faktorem, ovlivňujícím průběh sukcese, je hladina podzemní vody (Bastl 1994). Podle ní lze vylišit na těžených lokalitách několik směrů sukcese (následující dělení je založeno částečně i na výsledcích studie Bastla 1994).

Borkované lokality:

(i) vlhká řada – hladina vody 30 cm pod povrchem.

Vytěžené „bazény“ byly často zatopeny vodou, sukcese pak začínala na volné vodní hladině, vegetace se vyvinula postupným zazemňováním. Po 50-100 letech se na těchto plochách vyskytuje většinou aktivní vrchoviště s druhy: *Sphagnum* spp., *Carex rostrata*, *C. nigra*, *Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus palustris*. Pokud se v okolí nacházela zdrojová populace borovice blatky (*Pinus rotundata*), vyskytují se zde i fáze s tímto druhem (nebo s křížencem *P. × digenea*).

(ii) středně vlhká řada – hladina vody 30-70 cm pod povrchem.

Po 50ti letech se na těžených plochách nachází les s *Pinus sylvestris*, *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*.

Frézované lokality:

(i) středně vlhká řada – hladina vody 30-70 cm pod povrchem.

V počátečních stádiích se vyskytuje: *Carex canescens*, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus*, *J. effusus*, *Eriophorum angustifolium*, *Agrostis canina*, *Molinia caerulea*, *Phragmites australis*. Po 50 letech zde zřejmě bude borový les, a to většinou bez rašelinných druhů (pokud v okolí chybí zdrojové populace).

(ii) suchá řada – hladina vody > 70 cm pod povrchem.

V počátečních stádiích se vyskytuje: *Rumex acetosella*, *Potentilla anserina*, *Scleranthus perennis*, *Spergularia rubra*, *Agrostis capillaris*, *Persicaria hydropiper*, *Calamagrostis epigejos*. Pokud není sukcese zablokována konkurenčně silnými bylinami jako *Calamagrostis epigejos*, již po 20 letech se

vyskytují vzrostlé porosty *Betula pendula*, *B. pubescens* a *Pinus sylvestris* s velmi chudým podrostem (mechy, juvenilní dřeviny, *Molinia caerulea*, *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus*).

Možnost využití spontánní sukcese

Jak vyplývá z těchto předběžných výsledků, podobně jako jinde ve světě jsou nejvýraznější rozdíly v regeneraci mezi rašeliništi borkovanými a mechanicky těžnými. Na borkovaných lokalitách dochází k obnově rašelinné vegetace a tvorby rašeliny i bez lidského zásahu. Nicméně i na frézovaných plochách dochází za příhodných vlhkostních podmínek k uchycení rašelínku a rašelinných druhů; jedná se však spíše o vzácné případy. Protože nejstarší mnou sledované frézované plochy jsou nejvýše 25 let staré, není zatím možné říct, jak budou tyto plochy vypadat v delším časovém horizontu, zda se v budoucnu alespoň přiblíží k mokřadní nebo rašelinné vegetaci, zatím se však zdá, že spíše výjimečně.

Ze zahraničních studií vyplynulo, že k regeneraci rašelinné vegetace je nutná mocnost zbývající rašeliny alespoň 0,5 m (Price et al. 2003). Ani tato vrstva rašeliny však není zárukou samovolné obnovy vhodných hydrologických podmínek (Sliva & Pfadenhauer 1999). a na většině lokalit v Evropě se k urychlení sukcese využívá manipulace s výškou vodní hladiny (Lavoie et al. 2003). Pokud do vytěžených ploch expandují dřeviny, způsobí díky evapotranspiraci další vysychání, čímž mohou znemožnit návrat rašelinné vegetace (Girard et al. 2002). Nicméně pokud je cílem jen z apojení vegetace a snížení eroze, je i takový porost vzniklý spontánní sukcesí přijatelným řešením.

Podobné výsledky můžeme očekávat i u nás. K obnově rašelinné či mokřadní vegetace bude zřejmě výhodné užít řízené sukcese – minimálním zásahem by mělo být zvednutí hladiny podzemní vody co nejbliže k povrchu. Na jakých místech a za jakých podmínek bude možno počítat se spontánní či řízenou sukcesí, bude upřesněno dalším výzkumem, v kterém se zaměřím na hodnocení stanovištních podmínek na těžných rašeliništích.

Poděkování

Za poskytnutí cenných informací, zejména k historii těžby, bych chtěla poděkovat Ing. J. Matoušovi z Rašeliny Soběslav, a.s. a Mgr. L. Rektorisovi z CHKO Třeboňsko.

Literatura:

- Bastl M. (1994): Sukcese na rašeliništích narušených těžbou. - Ms., 23 p. [Bak. pr., Přírodovědecká fakulta JU, České Budějovice].
- Campbell D.R., Rochefort L. And Lavoie C. (2003): Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. - J. Appl. Ecol. 40: 78-91.
- Dohnal Z., Kunst M., Mejstřík V, Raučina Š. And Vydra V. (1965): Československá rašeliniště a slatiniště. - Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- Girard M., Lavoie C. & Thériault M. (2002): The regeneration of a highly

- disturbed ecosystem: A mined peatland in Southern Québec.- *Ecosystems* 5: 274-288.
- Gorham E. and Rochefort L. (2003) Peatland restoration: A brief assessment with special reference to Sphagnum bogs. - *Wetlands Ecol. Manag.* 11: 109–119.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtěk J. Jun., Kaplan Zl, Kirschner J. & Štěpánek J. (eds.) (2002): Klíč ke květeně České republiky. - Academia, Praha.
- Lavoie C., Grosvernier P., Girard M. & Marcoux K. (2003): Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? - *Wetlands Ecol. Manag.* 11: 97-107.
- Luken J.O. (1990): Directing ecological succession. - Chapman and Hall, London.
- Poulin M., Rochefort L. & Desrochers A. (1999): Conservation of bog plant species assemblages: Assessing the role of natural remnants in mined sites. - *Appl. Veget. Sci.* 2: 169-180.
- Poulin M., Rochefort L., Quinty F. & Lavoie C. (2005): Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. - *Canad. J. Bot.* 83: 539-557.
- Price J.S., Heathwaite A.L. & Baird A.J. (2003): Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. - *Wetlands Ecol. Manag.* 11: 65-83.
- Price J.S. And Whitehead G.S. (2004): The influence of past and present hydrological conditions on *Sphagnum* recolonization and succession in a block-cut bog, Québec. - *Hydrol. Process.* 18: 315-328.
- Salonen V. (1987): Relationship between the seed rain and the establishment of vegetation in two areas abandoned after peat harvesting.- *Holarctic Ecology* 10: 171-174.
- Salonen V. (1990): Early plant succession in two abandoned cut-over peatland areas.- *Holarct. Ecol.* 13: 217-223.
- Salonen V. (1994): Revegetation of harvested peat surfaces in relation to substrate quality. - *J. Veg. Sci.* 5: 403-408.
- Schlötzauer S. M., and Price J. S. (1999): Soil water flow dynamics in a managed cutover peat field, Quebec: Field and laboratory investigations. *Water Resources Res.* 35(12): 3675–3683.
- Sliva J. & Pfenhauer J. (1999): Restoration of cut-over raised bogs in southern Germany - a comparison of methods.- *Appl. Veget. Sci.* 2: 137-148.
- Stoneman R. & Brooks S. (1997): Conserving bogs: The management handbook. The Stationery Office, Edinburgh. 286 pp.
- Tuittila E-S., Vasander H. & Laine J. (2000): Impact of rewetting on the vegetation of a cut-away peatland. - *Appl. Veget. Sci.* 3: 205-212.



CHAPTER VII

CONCLUSIONS

Spontaneous succession

In all of the sites researched in this study, the spontaneous revegetation of bare peat was more-or-less successful. The vegetation of block-cut peatland in most sites converged into the original bog vegetation; although, even after 50 years it is still different (Chapter II). However, especially in the case of the block-cut bogs, the effects of mining cannot always be seen as negative. For example, the peat-forming process has been renewed due to extraction. Such sites can locally be more appreciated than having only late successional vegetation of bog forests, with no production of new peat (Chapter IV).

Milled peatlands harbour more diverse vegetation, often formed by ubiquitous species. Typical bog vegetation slowly developed in only a few sites. The development towards bog vegetation was supported in sites where drainage was blocked and where plant diaspores were introduced (Chapter III).

Even if there are some limitations resulting from a space-for-time substitution approach, a general scheme of succession can be drawn. Spontaneous succession basically runs towards four late successional stages: birch-pine woodland on dry sites; wet birch woodland on wet terrestrial sites; bog vegetation recovering on sufficiently wet and thick peat; and fen vegetation on sites with shallow or no peat deposits, or in shallow water bodies with a high pH. The development of either peatland or non-peatland vegetation already seems to be decided at the beginning of the succession (Chapters III, VI).

Successional age exhibited a significant influence, but did not play a dominant role. The role of age was probably suppressed by other factors. Three factors emerged as being important for revegetation, especially of the typical bog vegetation: the source of diaspores of the species forming the bog vegetation, a high water table, and the peat characteristics (thickness, pH, and NO₃ concentration) (Chapter III). Geographical patterns were also found in the data set. It mainly reflected the different altitudes and macroclimates at the sites (Chapter II). Although not tested, succession also seems to be influenced by extent (*i.e.* the area and shape of the mining site; small *vs.* large, elongated *vs.* round) and mining practices (mining of the whole peatland at the same time *vs.* gradual mining proceeding into new areas, with the abandoning of those areas already mined from).

Spontaneous succession always appears to be the better option than is afforestation by Scotch pine. Spontaneously developed sites usually exhibit higher relief heterogeneity, and thus higher habitat and biotic diversity than do technically reclaimed sites. A mosaic of open and closed vegetation, wet and dry sites is an important habitat for various groups of biota (plants, algae, fungi, and animals) (Chapters IV, V).

Implications for restoration

It is obvious that there is a great potential for spontaneous succession to be intentionally used in restoration projects; however its actual use is disproportionately low in the Czech Republic. Certainly, it would be highly profitable to consider spontaneous succession in restoration projects (*i.e.* prescribed succession, or at least to be recognized *ex post facto* as an effective tool for the restoration in such sites where it has already progressed to an acceptable stage (Chapter IV).

There are several particular recommendations for peatland restoration which have emerged from the results.

The target should respect the possibilities and limitations of each particular site. Although there are some common trends, each locality is unique and *per se* has a significant effect on the succession, as was demonstrated in Chapters II and III. This is because each locality has a very complex set of variables. These reflect the altitude and climatic conditions, regional species pool, and also specific abiotic conditions (such as quality and quantity of water, plus the characteristics of the peat and subsoil layer). Each locality has also its own history of extraction and other human influences. Finally, there will always be unpredictable events and unexplainable variabilities simply caused by chance.

Because the area of peat extraction in the Czech Republic is relatively small, it is not so urgent to consider their emissions of greenhouse gases or releases of dissolved organic carbon (DOC). Instead, we might put greater stress on the contribution of the sites to regional diversity.

If we desire to restore the bog vegetation by means of spontaneous succession, it is important to maintain in advance some conditions before or during the extraction.

Before the extraction:

- ◆ Leave some unextracted bog remnants in the vicinity.

During the extraction:

- ◆ Do not extract the entire peat layer; there should be at least 50 cm of peat left. Nowadays, thick peat layers are preserved more-or-less unintentionally in milled peatlands; primarily on sites where the extraction was stopped earlier because of unclear ownership, or because of the unfavourable chemical properties of the peat (*e.g.* pyrite content).

After the extraction:

- ◆ Manipulate the water regime to increase the water table to the target level.
- ◆ If there is no source of appropriate vegetation (fen or bog) in the nearby surroundings, use some introduction methods (seed; vegetative parts of plants, especially mosses; mulch; seedlings and saplings).

However, restoration of bog or peat-forming vegetation is not the only possible target. There are some sites where this is not achievable on a short time-scale,

either because of limitations due to site conditions or due to the owner's wishes.

In these cases, we may choose other options of ecological restoration.

- ◆ Restoration of fen or another wetland community. If the pH of the substrate or water is high (sub-neutral to basic) this target is more appropriate.
- ◆ Flooding and creation of a water body. This solution is often additionally preferred by owners because it is usually cheaper than afforestation. However, it can also be beneficial for amphibians, water insects, and birds (see Chapter V). Sometimes the surface is unintentionally flooded, when the water table rises too high after the blocking of drainage.

Because the conditions are usually not identical over an entire locality, a target could be set for a mosaic of habitats. This would also be beneficial for various groups of biota (see Chapters IV and V).

Possible future research filling in the gaps:

Here are some possible directions of research which can help to refine and improve the current state of knowledge.

- ◆ Further monitoring of the studied sites to obtain long-term data. Subsequently, better predictions of vegetation changes will be possible, and their integration into the restoration project will be more specific and accurate.
- ◆ Detailed analysis of the surrounding vegetation, including bog remnants, in order to refine its influence upon the succession in the extraction areas.
- ◆ Contemporaneous investigations of the various groups of organisms and their interactions in different successional stages.
- ◆ Small or large-scale restoration using prescribed succession and the monitoring of the restored sites.