

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



**Jak vlhkost terénu ovlivňuje výskyt druhů v mokřadních olšinách:
využití snímání teploty povrchu termokamerou**

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Josef Hulík

Bakalant: Martin Konrady

2017

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Martin Konrady

Aplikovaná ekologie

Název práce

Jak vlhkost terénu ovlivňuje výskyt druhů v mokřadních olšínách: využití snímání teploty povrchu termokamerou

Název anglicky

How soil moisture affect the presence of plant species in alder carr: application of surface thermal pictures

Cíle práce

Cílem práce je zjistit, jak se mění výskyt a abundance rostlinných druhů v závislosti na heterogenitě vlhkosti terénu v mokřadní olšíně.

Specifické cíle:

- 1) Zjistit, jak se mění vlhkost podél reliéfu kopečkovitého terénu v mokřadní olšíně s využitím snímků z termokamery.
- 2) Zjistit, zda velikost a heterogenita vlhkosti kopečků mění výskyt druhů mokřadních olšin.

Metodika

Brzy na jaře budou v mokřadní olšíně pomocí termokamery pořízeny snímky náhodně vybraných kopečků. Každý z těchto kopečků bude označen rozdělen na výškové pásy po 20 cm, na kterých budou později na jaře zaznamenávány rostlinné druhy. Snímky z termokamery budou analyzovány v programu FLIR Tools. Rozdíly ve vlhkosti výškových pásů zjištěné z termosnímků budou korelovány s výskytem a změnami diverzity druhů.

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

Carici elongatae-Alnetum, diverzita rostlin, mikrostanoviště, termosnímký, vegetace

Doporučené zdroje informací

Costa J. M., Grant O. M. & Chaves M. M. (2013): Thermography to explore plant–environment interactions. *Journal of Experimental Botany* 64: 3937-3949.

Dietrich L. & Körner C. (2014): Thermal imaging reveals massive heat accumulation in flowers across a broad spectrum of alpine taxa. *Alpine botany* 124: 27-35.

Douda J., Doudová-Kochánková J., Boublík K. & Drašnarová A. (2012): Plant species coexistence at local scale in temperate swamp forest: test of habitat heterogeneity hypothesis. *Oecologia* 169: 523-534.

Okland R. H. & Rydgren K. (2008): Species richness in boreal swamp forests of SE Norway: the role of surface microtopography. *Journal of Vegetation Science* 19: 67-74.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Josef Hulík

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Jan Douda, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 5. 4. 2017

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 4. 2017

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 09. 04. 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci „Jak vlhkost terénu ovlivňuje výskyt druhů v mokřadních olšinách: využití snímání teploty povrchu termokamerou“ jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

V Praze 6.4.2017

.....

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval především vedoucímu mé bakalářské práce Ing. Josefu Hulíkovi za odborné vedení, trpělivost, cenné připomínky a čas, který mně věnoval při zpracování této bakalářské práce.

Děkuji Ing. Janu Doudovi, Ph.D. za praktické rady a pomoc v zájmové oblasti.

Abstrakt

Předkládaná bakalářská práce se zabývá tím, jak teplota povrchu půdy a její vlhkost ovlivňuje výskyt druhů mokřadních olšin. Sběr dat probíhal v mokřadní olšině u Českých Budějovic u rybníka Černiš. V březnu v r. 2016 byla změřena teplota povrchu půdy 15 náhodně vybraných bultů termokamerou. Na stejných místech byl v červenci stejného roku zjištěn výskyt mokřadních druhů rostlin. Na bultech bylo nalezeno celkem 16 druhů rostlin. Průměrně připadalo $5,6 \pm 1,36$ druhu na jeden bult. Nejvíce druhů se vyskytovalo ve vlhčích částech bultů, v průměrné výšce 24,4 cm nad vodní hladinou a při průměrné teplotě 8,3°C. Nejčastěji nalezeným druhem je *Carex elongata*, zatímco nejméně zastoupené byly druhy *Lemna minor*, *Scutellaria galericulata* a *Sorbus aucuparia* pouze s jedním výskytem. Bylo potvrzeno, že heterogenita teploty a vlhkosti terénu ovlivňuje výskyt druhů mokřadních olšin. Většina zjištěných druhů rostlin prokazatelně upřednostňovala vlhká stanoviště. Naopak, nebyl přímo prokázán vztah mezi teplotou povrchu a počtem přítomných druhů, avšak bylo prokázáno, že výška nad vodní hladinou je prokazatelně korelována s teplotou povrchu bultů.

Klíčová slova

Carici elongatae-Alnetum, diverzita rostlin, mikrostanoviště, termosnímký, vegetace

Abstract

This bachelor's thesis discusses how soil moisture effects the presence of plant species in alder carr. Data were collected in alder carr near České Budějovice by the pond Černiš. In March 2016, the temperature of randomly selected hummocks surface was measured with thermal camera. The output of this measuring were thermal images. Analysis of these thermal images provided data of surface temperature. In July 2016, the presence of wetland plant species was detected on the same hummocks. On 15 hummocks was detected 16 plant species. In average was found $5,6 \pm 1,36$ species on one hummock. Most species were found in moist habitat 24,4 cm above water level and mean temperature in this height was $8,3^{\circ}\text{C}$. The most abundant specie was *Carex elongata*, the least abundant species were *Lemna minor*, *Scutellaria galericulata* and *Sorbus aucuparia* with just one occurrence each. It was confirmed, that soil moisture heterogeneity effects presence of wetland species. Most of the detected species preferred moist habitats. It was confirmed, that height above water level effects number of present species. Thus, no relation between surface temperature and number of present species was found. It was found, that height above water level and surface temperature were corellated.

Key words

Carici elongatae-Alnetum, plant diversity, microhabitat, thermal pictures, vegetation

Obsah

1.	Úvod.....	9
2.	Cíle práce	10
3.	Literární rešerše.....	11
3.1	Klíčení semen	13
3.1.1	Vliv teploty na klíčení semen.....	14
3.2	Přežívání semenáčků rostlin	15
4.	Metodika	19
4.1	Sběr dat.....	19
4.1.1	Měření teploty povrchu	20
4.1.2	Vegetační snímkování	21
4.2	Statistická analýza dat	22
5.	Výsledky	23
6.	Diskuse.....	27
7.	Závěr	30
8.	Seznam literatury	31

1. Úvod

Šíření semen rostlin v mokřadních olšínách zajišťuje především voda (Nilsson, 2010). Po zachycení semen na stanovišti dojde k jejich klíčení, které je ovlivňováno zejména teplotou a vlhkostí prostředí. Dále vlhkost a teplota působí na životaschopnost rostoucích semenáčků (Vleeshouwers a kol, 1995; Barceló Coll a kol, 2001 a Kim a kol, 2013).

Mokřadní olšiny jsou specifická mokřadní společenstva, řadící-se do svazu *Alnion glutinose* (Neuhäuslová, 2003), kterým dominuje dřevina olše lepkavá (*Alnus glutinosa*). Vyskytují se na podmáčených nebo zaplavovaných stanovištích, v slepých ramenech řek či v blízkosti rybníků (Douda, 2009). Pro mokřadní olšiny jsou charakteristické kopečkovité útvary (Douda, 2009). Ty vznikají nahromaděním slatiny a srůstem trsů ostřic, na kterých se uchycuje olše. Olše poté zmlazuje a vytváří typické chůdové kořeny. Na takto vzniklých kopečcích (tzv. bultech) vyrůstají specifická společenstva rostlin. Vysoká hladina spodní vody v celé oblasti a živná půda velmi ovlivňují existenci tohoto společenstva (Jílek, 1958 a Douda, 2009).

Bulty vytváří vlhkostní gradient od silně promáčených, až po suchá místa (Økland a kol, 2008). Druhy rostlin, které pro klíčení nevyžadují vysokou teplotu a nejsou odolné vůči vysušení, rostou v nižších částech bultů, protože tato místa jsou více ochlazována vodou a je nižší pravděpodobnost vysušení (Pascual, 2013). Zatímco druhy klíčící při vyšších teplotách, obsazují místa, která se nachází výše od vodní hladiny. V těchto místech dochází na bultech k prohřívání povrchu vysychání (Fernández-Pascual a kol, 2013).

První hypotézou předkládané bakalářské práce je, že vývoj teploty povrchu závisí na jeho vlhkosti. Předpokládá se, že nižší části bultů budou více ochlazovány přítomnou vodou, zatímco jejich horní partie budou více vysušovány, a proto více prohřívány. Druhou hypotézou je, že vlhkost ovlivňuje výskyt druhů v mokřadní olšíně. Očekává se, že v prostředí bažinné olšiny, mokřadní druhy rostlin budou upřednostňovat vlhčí stanoviště.

2. Cíle práce

Cílem práce je zjistit, jak se mění výskyt a abundance rostlinných druhů v závislosti na heterogenitě vlhkosti terénu v mokřadní olšině.

Specifické cíle:

- 1) Zjistit, jak se mění vlhkost podél reliéfu kopečkovitého terénu v mokřadní olšině s využitím snímků z termokamery.
- 2) Zjistit, zda velikost a heterogenita vlhkosti kopečků mění výskyt druhů mokřadních olšin.

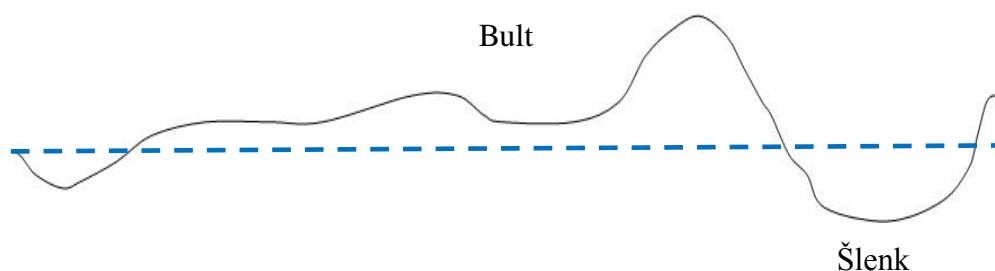
3. Literární rešerše

Vlhkost a teplota představují významné faktory, které ovlivňují koexistenci rostlinných společenstev mokřadních olšin, dle jejich povrchové struktury. K její tvorbě přispívá pomalý rozklad organického materiálu (Troxler a Childers, 2009). Povrchová struktura mokřadních olšin je charakteristická střídáním vyvýšených míst – bultů, vzniklých nahromaděním slatiny a srůstem ostřic, a terénních sníženin (šlenků) v řádech metrů (obrázek 3., obrázek 4.) (Jílek, 1958; Paratley a Fahey, 1986). Vyvýšené buly usnadňují přežití rostlin v zaplavených lokalitách, neboť pro ně vytváří bezpečné místo, kde nejsou pod přímým vlivem povrchové vody (Bertness a kol, 1992 a Herr-Turoff a Zedler, 2007). Tato proměnlivost povrchu je důležitá pro udržování diverzity, protože umožňuje společný výskyt druhů s různými nároky na prostředí (Vivian-Smith, 1997 a Larkin a kol, 2006). Proměnlivost povrchu ovlivňuje výskyt druhů rostlin na různorodých bultech. Buly v mokřadních olšinách vytváří gradient od vlhkých až po suchá místa a tím ovlivňují klíčení semen a mají také vliv na životaschopnost semenáčků (Vleeshouwers a kol, 1995; Barceló Coll a kol, 2001; Økland a kol, 2008 a Kim a kol, 2013). Druhy rostlin, jejichž semenáčky netolerují vysušení, se uchycují v nižších částech bultů, tedy v té části, která je více zamokřená a chladnější. Zatímco druhy vyžadující vyšší teploty pro klíčení, obsazují místa výše od vodní hladiny. Jejich semenáčky musí být odolnější vůči nedostatku vody, neboť tato stanoviště jsou více náchylná k vysychání (Fernandéz-Pascual a kol, 2013). Na sušších, vyvýšených místech se vyskytují např.: sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli-tangere*), vraní oko (*Paris quadrifolia*) a kaprad' osténkatá (*Dryopteris carthusiana*). Zatímco ve vlhčích prohlubínách roste blatouch (*Caltha sp.*), kostival lékařský (*Symphytum officinale*), ostřice prodloužená (*Carex elongata*), nebo olešníkovec (*Thyselium sp.*) (Klika, 1940).

Všechna mokřadní společenstva jsou závislá na zdroji vody (Erwin, 2009). V mokřadní olšině je většina půdy téměř celoročně nasáklá vodou. To má za následek vyrovnávání její teploty (Pascual, 2013). Během letního období vlivem slunečního záření může dojít ke změnám vlhkostních poměrů na bultech, což má za následek zvýšení teploty povrchu bultů a z toho plynoucí negativní dopad na vývoj rostlin. Naproti tomu, během noci a v zimním období, má vyrovnávací efekt větší

vliv, protože půda není tolik vysušována. Z toho plyne, že vlhkost chrání půdu před extrémními poklesy teplot, a tím umožňuje růst vegetaci v chladnějších místech, ve kterých by bez vlhkosti nepřečkala. Vzhledem k tomu, že s rostoucí výškou na bultu klesá vlhkost, je pravděpodobnější, že vyšší části bultů budou náchylnější k promrznutí, neboť zde není dostatečné množství vody. (Lapshina, 2004). Pokud u vlhkých půd klesne teplota k bodu mrazu, tak přeměna vody v led uvolní latentní teplo, které zabrání dalšímu poklesu teploty. To se děje až do té doby, než zmrzne veškerá voda v půdě. (Outcalt a kol, 1990). V případě výskytu vysoké hladiny spodní vody v mokřadech dochází k podstatnému oddálení promrznutí povrchu půdy (Pascual, 2013).

Přítomnost vody zajišťuje kromě udržování teploty i šíření semen v mokřadních společenstvech (Blom a kol, 1990). Hydrochorie je termín pro šíření organismů pomocí vody, což je v mokřadech hlavní způsob šíření semen rostlin (Middleton, 2000). Voda může umožnit rostlinám obsazení stanovišť, které jsou mimo dosah jejich ostatních vektorů šíření semen. Důležité je načasování šíření semen a jejich mechanismy uchycování pro jejich úspěšné obsazení nových stanovišť (Nilsson a kol, 2010).



Obrázek 3. Struktura povrchu mokřadní olšiny

Zdroj: vlastní zhotovení



Obrázek 4. Prostředí mokřadní olšiny

Zdroj: vlastní zhotovení

3.1 Klíčení semen

Klíčení semen je vyvoláno kombinací několika vnějších faktorů, jako jsou dostupnost vody, teplota, světlo a dostupnost živin (Barceló Coll a kol, 2001). Výsledná kombinace vnějších vlivů při klíčení, specifická pro každý druh, se nazývá nika pro klíčení (Grubb, 1977). Semena mokřadních druhů reagují na změny teplot během dne a noci (Thomson, 1969). Velikost těchto teplotních výkyvů závisí na umístění semen. Za prvé, semena, která se nachází těsně pod povrchem tak jejich teplotní amplitudy jsou během dne vyšší než u semen nacházejících se ve větší hloubce. Dále teplotní amplitudy jsou vyšší v nezastíněných místech, a proto může tento mechanismus sloužit také k detekci volných míst v porostu. Nejvýznamnějším faktorem ovlivňující teplotní výkyvy během dne je ustoupení hladiny vody. Tato kolísání teplot mohou následně vyvolat klíčení semen mokřadních druhů rostlin (Thomson a Grime, 1983).

3.1.1 Vliv teploty na klíčení semen

Teplota prostředí je nejdůležitějším faktorem určujícím načasování klíčení. Má dvojí účinek. Je primárním impulsem ke klíčení a také reguluje dormanci (Vleeshouwers a kol, 1995). Semena klíčí při určitých teplotách, které jsou charakteristické pro jednotlivé druhy. Existují spodní a horní prahy, za kterými ke klíčení nedochází (Barceló Coll a kol, 2001). Mezi těmito hranicemi se míra klíčení zvyšuje lineárně do té doby, než teplota dosáhne své optimální hodnoty (García-Huidobro a kol, 1982). Současně, teplota prostředí reguluje dormanci. Semena některých druhů rostlin mohou klíčit okamžitě po dozrání, pro jiné rostliny je charakteristický tzv. klíčící odpočinek semen, neboli dormance. Dormance semen se vyskytuje hlavně u rostlin mírného pásu, kde dochází ke střídání teplých a studených období roku. Semena, která jsou dormantní, nevyklíčí ani za optimálních vnějších podmínek, dokud u nich nenastanou fyziologické a morfologické změny (Novák a Skalický, 2008). Dormance u semen některých druhů rostlin v přírodě může být přerušena studenou stratifikací, tj. vystavení semen vlhku a nízkým teplotám (0 – 10°C). Avšak jiné druhy rostlin potřebují k přerušení dormance semen vysoké teploty (Baskin a Baskin, 1998). Na působení nepříznivých podmínek reagují semena tím, že vstoupí do sekundární dormance. Takto reagují zejména semena, která již primární dormanci ukončila, nebo ji nikdy neměla (Mikulka a Kneifelová, 2005). U semen některých druhů rostlin může být dormance přerušena nejen nízkými, ale i vysokými teplotami (Baskin a Baskin, 1998). Při rozšíření semen nastává primární dormance, která může být úplná (žádné klíčení při jakékoliv teplotě), nebo částečná, tj. klíčení je omezeno na daný rozsah teplot (Baskin a Baskin, 1998). Primární dormance může být důležitým mechanismem, který ovlivňuje začátek klíčení tak, že klíčení bude probíhat při vhodných podmínkách pro růst a vývoj semenáčků (Silvertown a Lovett-Doust, 1993 a Baskin a Baskin, 1998). Ke ztrátě dormance dochází, pokud prostředí dosáhne vhodné teploty, která je obvykle rozdílná od teploty vyvolávající klíčení (Vleeshouwers a kol, 1995). Při postupné ztrátě dormance se mění prahové teploty (Batlla a Benech-Arnold, 2003). Nejčastěji se zvýší horní hranice teploty nebo se sníží spodní (Baskin a Baskin, 1985). Výjimečně dojde ke zvětšení rozsahu teplot na horním i spodním prahu. Tím se semena stávají

nedormantními a jsou tedy schopna klíčit v celém rozsahu teplot (Baskin a Baskin, 2004).

3.2 Přežívání semenáčků rostlin

Prostředí mokřadních olšin se vyznačuje kontrasty, a proto se mokřadní rostliny mohou setkat se stresem způsobeného nedostatek vody či zaplavením. Rostliny čelí trade-off – tedy volí mezi odolností vůči suchu či zaplavení. Vodní režim je kritický faktor, který ovlivňuje uchycení, přežití a počáteční růst semenáčků rostlin (Kim a kol, 2013 a Sun a kol, 2014). Mokřadní vegetace dokáže tolerovat periodické zaplavování, avšak semenáčky některých mokřadních rostlin se nedokážou efektivně vypořádat se zaplavením po delší dobu. Schopnost jejich přežití a velikost přírůstků silně závisí na změnách výšky vodní hladiny a hladiny spodní vody (Fraser a Karnezis, 2005). Pozice semenáčku na bultu může být zásadní pro jeho přežití, protože s rostoucí výškou terénu se snižuje hladina spodní vody (Douda, 2009). Pokud se rostliny vyskytují v nižších částech bultů, je pravděpodobnější, že budou vystaveny zaplavení. Jestliže k tomu dojde, tak i mokřadní druhy rostlin často nejsou schopny dalšího růstu a většina druhů do měsíce umírá. Zaplavení semenáčků se tedy může považovat za stres, přestože se jedná o mokřadní vegetaci (Otte, 2001). Rostliny, které jsou odolnější vůči zaplavení, se těmto disturbancím způsobené vodou dokázaly do jisté míry adaptovat, a proto je možné očekávat, že se budou častěji vyskytovat v nižších částech bultů. Zmíněné adaptace jsou založené na rychlých změnách ve fyziologických procesech, které se často projevují ve změně anatomických a morfologických charakteristik. Na zaplavení jako první reagují kořeny (Armstrong a kol, 1994). Nejdůležitější reakcí kořenů na zaplavení je tvorba tzv. aerenchymů, vznikajících rozpadem buněk nebo zvětšením mezibuněčných prostor, které usnadňují pohyb kyslíku (Taiz a Zeiger, 2006). Aerenchymy vytváří propojený systém vzduchových trubiček umožňující pohyb vzduchu mezi rostlinnými orgány. Dalším přizpůsobením druhů je tvorba adventivních kořenů, které jsou schopné vyrůst během několika dnů (Armstrong a kol, 1994 a Blom a kol, 1994). Tyto kořeny obvykle vyrůstají z hypokotylu a z paždí listů a uchytávají se

v horní vrstvě půdy, která je lépe provzdušněna (obrázek 1.) (Blom a Voeselek, 1996).



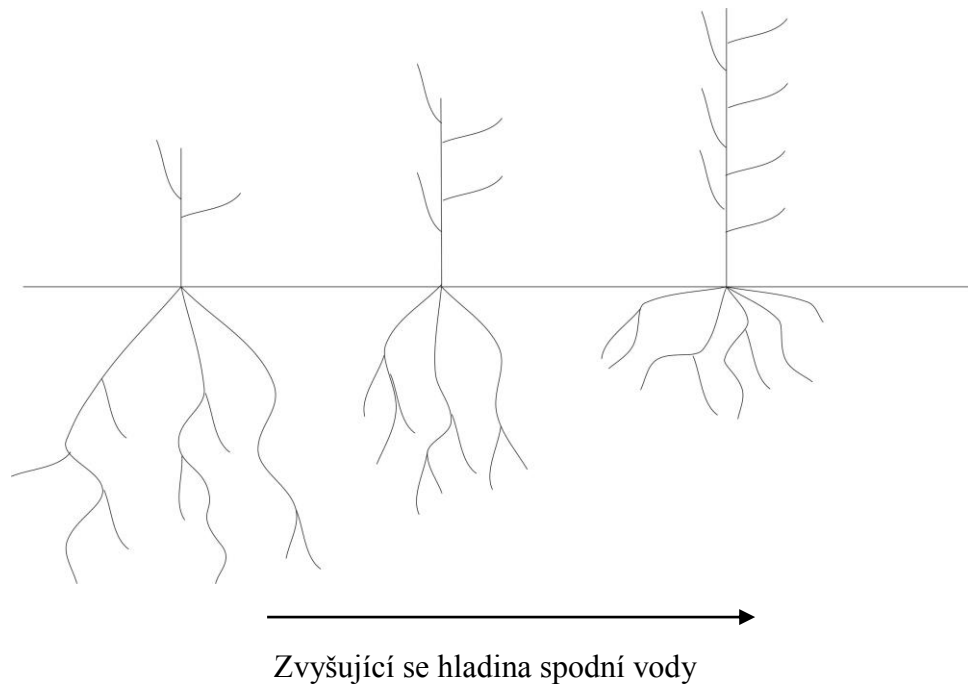
Obrázek 1. Adventivní kořeny u šťovíku bahenního (*Rumex palustris*)

Zdroj: Blom a Voeselek, 1996

Na zaplavení reaguje též nadzemní část rostliny. Některé druhy na ponoření stonku reagují přerušením růstu, zatímco jiné taxony si růst udržují, či dokonce se zintenzivní (Blom a kol, 1994). Některé rody odolné vůči zatopení reagují prodloužením stonku (Blom a kol, 1990; Jackson, 1990 a Voeselek a kol, 1992), což jim umožní udržet kontakt se vzduchem. Díky tomu je umožněn další růst a současně s tím je podpořeno kvetení a tvorba semen (Van der Sman a kol, 1991).

Edwards a kol. (2003) zjistili, že při zvýšení hladiny spodní vody dochází u rostlin ke zkracování kořenového systému a dojde k prodloužení nadzemní části rostliny (obrázek 2.). Fraser a Karnezis (2005) konstatovali, že odolnost vůči zaplavení závisí též na životním cyklu druhů, tedy zda jsou jednoleté či vytrvalé. Ukázalo se, že jednoleté druhy lépe přečkávaly tyto nevhodné podmínky a měly též vyšší přírůstek biomasy, než druhy vytrvalé. Pravděpodobně je to způsobeno tím, že

jednoleté druhy se lépe přizpůsobují extrémním stanovištním podmínkám, a proto lze předpokládat jejich vyšší zastoupení (Grime, 1977).



Obrázek 2. Poměr délky nadzemní a podzemní části rostlin v závislosti na výšce hladiny spodní vody

Zdroj: vlastní zhotovení

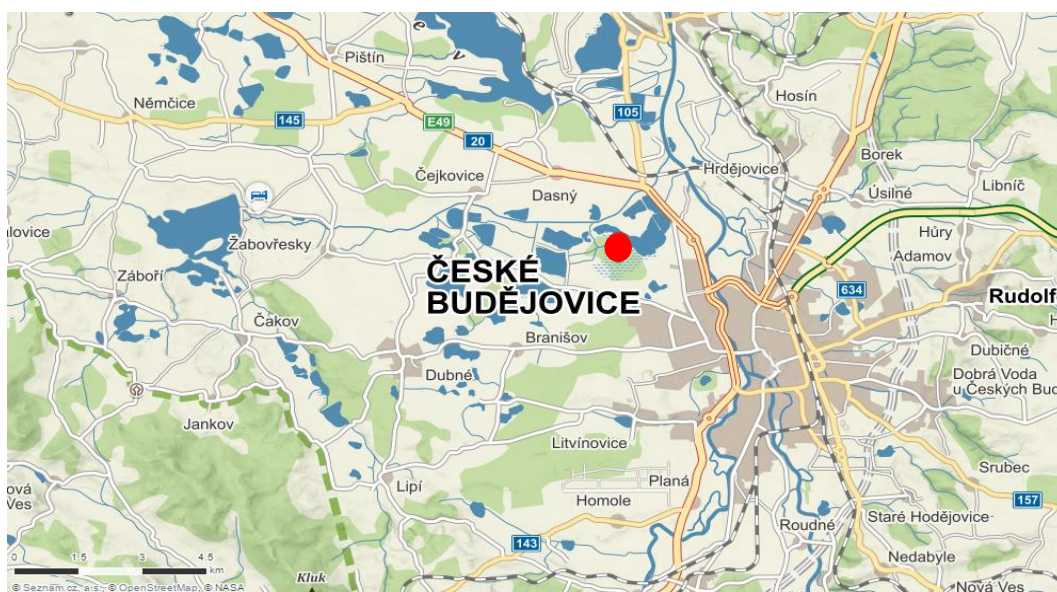
Rychlejší růst a vyšší konkurenceschopnost může ovlivňovat odolnost vůči zaplavení (princip *Trade-off*; Blom a Voeselek, 1996). Například rdesno blešník (*Polygonum lapathifolium*), jednoletá rostlina, která je charakteristická rychlým počátečním růstem s velkou částí biomasy v nadzemní části, nereaguje na zaplavení (Carter a Grace, 1990). Jednoleté druhy mají krátkodobou kompetiční výhodu nad vytrvalými rostlinami, což vysvětluje to, že jsou schopny obsadit nestabilní stanoviště s fluktuující hladinou spodní vody. Naproti tomu, např. rdesno obojživelné (*Polygonum amphibium*), svízel bahenní (*Galium palustre*) a ďáblík bahenní (*Calla palustris*), jsou vytrvalé rostliny, které prosperují ve stojatých vodách a zaplavených půdách. Mají větší biomasu nadzemní části při vzrůstajícím zatopení lokality, ale na

vysušených stanovištích prudce klesá růst. Tedy krátkodobá konkurenceschopnost, projevující-se zvýšenou produkcí biomasy, je vyměněna za sníženou odolnost vůči zaplavení (Keddy a kol, 1994). Složení vegetace v nezaplavovaných částech je dáno především konkurenceschopností společně se vyskytujícími druhy, zatímco skladba vegetace v zaplavovaných částech závisí především na toleranci k zaplavení vodou (Blom a kol, 1994).

Kromě zaplavení mohou rostliny čelit i déletrvajícím suchým podmínkám (Mitsch a Gosselink, 2000). Na semenáčky má vliv délka doby nedostatku vody, tak i intenzita vysušování půdy. Stejně jako zaplavení, tak i nepřítomnost vody má nepříznivý vliv na vývoj nových jedinců rostlin. Rostliny mají mnoho schopností jak se suchu vyhnout, tolerovat jej nebo oddálit jeho nepříznivé působení (Amlin a Rood, 2002). Nejdůležitějším adaptačním mechanismem rostlin jak se vyhnout suchu je schopnost rostlin ukončit vegetační cyklus dříve, než toto nevhodné období sucha nastane (Hejnák a kol, 2008). Hlavní mechanismus tolerance rostlin ke ztrátě vody (dehydrataci) spočívá v udržení turgoru. Během sucha morfologické a anatomické adaptace nadzemních částí rostlin pomáhají snížit ztrátu vody. Tyto adaptace se projevují v počtu, velikosti a natočení listů, tloušťkou kutikuly, počtem a umístěním průduchů (Shields 1950 a Brant a kol, 2007). Morfologické a anatomické adaptace se projevují také u kořenového systému. Při nedostatku vody kořenová soustava rostlin reaguje tak, že se rozvětňuje na úkor nadzemní části (Justin a Armstrong, 1987 a Bresinsky a kol, 2013). Je možné předpokládat, že výše zmíněné adaptace budou mít druhy rostlin, které se vyskytují ve vyšších a sušších částech bultů.

4. Metodika

Mokřadní olšina Černiš se nachází mezi městskými částmi České Vrbné a Haklovy Dvory u Českých Budějovic, jižně od rybníka Černiš. Tato oblast je součástí přírodní rezervace Vrbenských rybníků, podle klimatických podmínek spadá do mírně teplé oblasti a průměrná roční teplota se pohybuje v rozmezí 8 – 9°C. Roční srážkový úhrn činí 550 – 600 mm (Tolasz a kol, 2007). Českobudějovická pánev je nejteplejší oblastí jižních Čech. Z hlediska fyto geografického členění Českobudějovická kotlina spadá pod fyto geografický okres Budějovická pánev, který je součástí fyto geografického obvodu českomoravského mezofytika (Culek, 1996).



Obrázek 8. Mapa lokality

Zdroj: <http://www.mapy.cz>, upraveno

4.1 Sběr dat

V mokřadní olšině Černiš u Vrbenských rybníků bylo náhodně vybráno 15 bultů, které jsme označili štítkem. Na každém z nich byl vymezen transekt, který začínal u nejvyššího místa výskytu rostlin na bultu a vedl směrem dolů až k vodní hladině (obrázek 6.). Podél transektů byly vyměřeny vegetační snímky o velikosti 10

x 30 cm. Jejich počty se na jednotlivých bultech lišily (rozmezí 5 – 15 snímků), dle velikosti bultu. První snímek byl vždy umístěn do nejvyšší polohy na transektu (rozmezí 30 – 73 cm) a poslední snímek do nejnižší části transektu (rozmezí 5 – 28 cm).



Obrázek 6. Snímkování rostlin

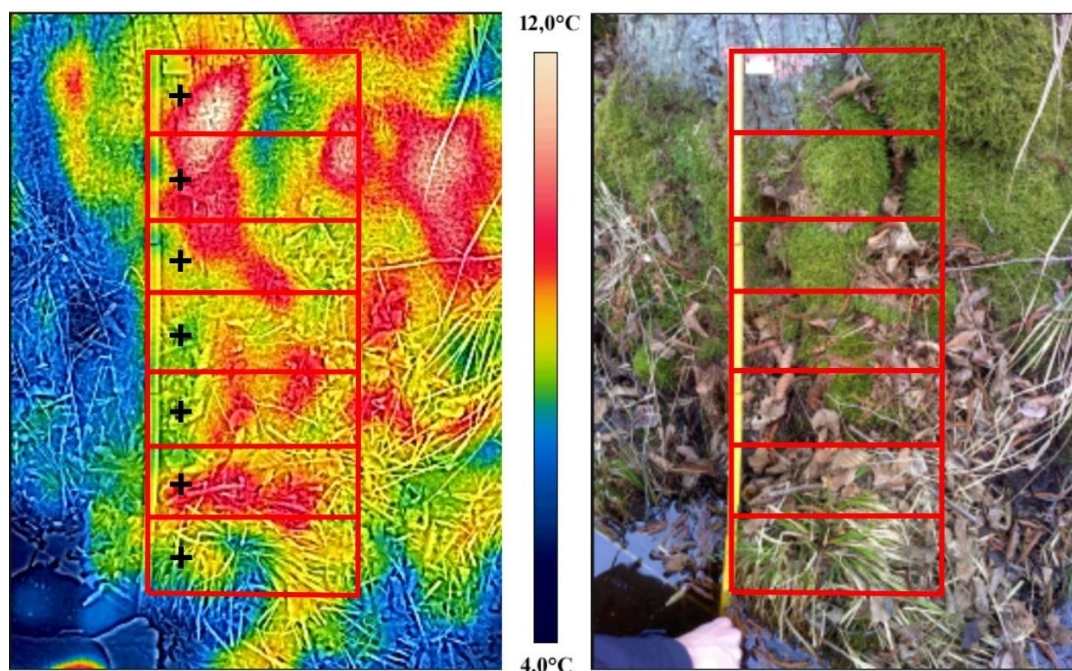
Zdroj: vlastní zhotovení

4.1.1 Měření teploty povrchu

V březnu r. 2016 bylo provedeno měření teploty povrchu bultů, za využití termokamery Flir E60bx. Výstupem z termokamery byly termosnímky, na kterých byla spojitě zaznamenána teplota povrchu bultů. Na transektech pomocí termokamery byla měřena teplota povrchu bultů. Vlastní měření teploty povrchů bultů bylo prováděno ze stejné vzdálenosti, tj. 130 cm od povrchu bultu.

Pořízené termosnímky byly následně jednotně upraveny za využití programů Flir Tools a Adobe Photoshop. V Adobe Photoshop byly oříznuty na stejnou velikost a orientovány na výšku. V programu Flir Tools byl nastaven stejný rozsah teplot pro

všechny snímky (4°C – 12°C). Snímky byly rozděleny na segmenty po 10 cm. Následně byl do středu každého segmentu pomocí programu Flir Tools umístěn jeden měřící bod, ze kterého byla odečtena hodnota teploty povrchu bultu.



Obrázek 7. Ukázka termosnímků v porovnání s digitální fotografií

Zdroj: vlastní zhotovení

4.1.2 Vegetační snímkování

V červenci r. 2016 byla zkoumána přítomnost rostlinných druhů na všech vybraných bultech, na kterých bylo v březnu provedeno měření teploty povrchu termokamerou. Zjišťování přítomnosti druhů rostlin probíhalo na stejných místech, na kterých byla měřena teplota povrchu. Na vegetačních snímcích byla zjištěna přítomnost jednotlivých druhů rostlin. Dále byla zjištěna výška každého ze snímků nad vodní hladinou.

4.2 Statistická analýza dat

Data o přítomnosti druhů rostlin, výšky umístění jednotlivých snímků nad vodní hladinou a teplotě povrchu bultů byla zpracována v programu Microsoft Excel. V programu Microsoft Excel byla spočítána četnost jednotlivých druhů ve výškových pásech nad vodní hladinou, průměrná výška a teplota výskytu každého druhu, průměrný počet druhů na bultech a byl spočítán Shannonův index druhové diverzity pro každý bult. Pomocí modelu analýzy rozptylu (funkce aov) byl testován vliv teploty a výšky nad vodní hladinou na počet druhů, zjišťován byl také vliv vzájemných interakcí. Pro zjištění závislosti vlhkosti a teploty povrchu bultů byla provedena korelace (funkce cor.test). Veškeré statistické testy byly prováděny pro 113 záznamů ($n = 113$) ve statistickém programu R.

5. Výsledky

Byla zjištěna přítomnost 16 druhů na 15 bultech. Průměrný počet druhů rostlin na jednom bultu byl $5,6 \pm 1,36$ druhu. Nejčastějším druhem na bultech byl *Carex elongata* s 75 výskyty a nejméně zastoupenými druhy byly *Lemna minor*, *Scutellaria galericulata* a *Sorbus aucuparia*, které se vyskytly pouze jednou na jednom snímku daného bultu (tabulka 1.). Jednotlivé bultry se mezi sebou lišily v druhové bohatosti rostlin. Nejnižší diverzita rostlin byla zjištěna na bultu D46 ($H = 0,644$) a nejvyšší na bultu D61 ($H = 2,071$) (tabulka 2.).

Druh	Počet	Průměrná výška (cm)	Průměrná teplota (°C)
<i>Alnus glutinosa</i>	11	18,333	7,563
<i>Calamagrostis canescens</i>	34	20,941	8,444
<i>Carex canescens</i>	4	24,000	8,850
<i>Carex elata</i>	5	13,000	6,467
<i>Carex elongata</i>	75	22,747	8,311
<i>Dryopteris carthusiana</i>	47	33,830	8,504
<i>Frangula alnus</i>	16	32,875	8,450
<i>Galium palustre</i>	8	20,250	8,483
<i>Impatiens noli-tangere</i>	29	25,379	8,417
<i>Lemna minor</i>	1	5,000	7,200
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>	34	24,323	8,100
<i>Peucedanum palustre</i>	4	10,250	10,200
<i>Phragmites australis</i>	18	18,330	7,780
<i>Scutellaria galericulata</i>	1	55,000	8,600
<i>Solanum dulcamara</i>	4	16,000	9,400
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	50,000	8,400

Tabulka 1. Četnost zastoupení jednotlivých druhů na bultech a průměrná výška a teplota jejich výskytu

Bult	Shannonův index diverzity
D53	1,471
D54	1,438
D46	0,644
B55	1,378
B43	1,657
B45	1,040
D36	1,459

D34	1,809
D30	1,353
B70	1,611
B68	1,468
D56	1,629
D57	1,303
D61	2,071
D49	1,705

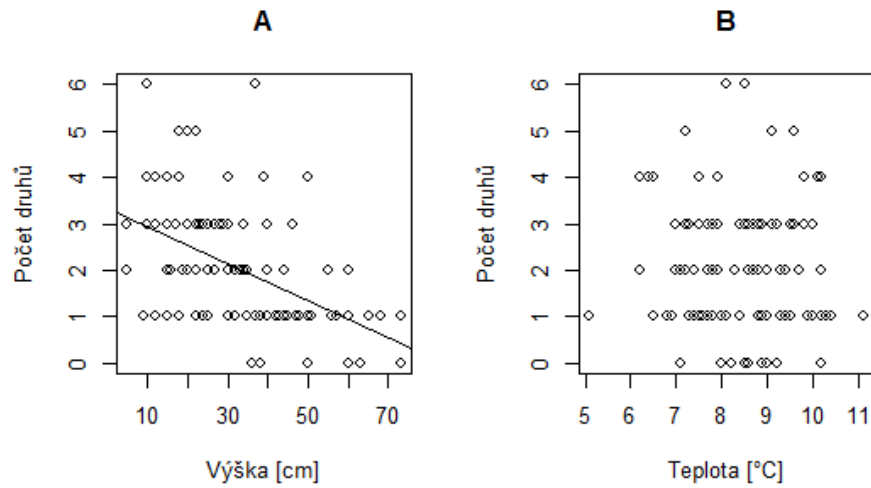
Tabulka 2. Shannonovy indexy druhové diverzity pro jednotlivé bulty

Druhy rostlin se nejčastěji vyskytovaly ve vlhčích částech bultů, v průměrné výšce v průměru 24,4 cm nad vodní hladinou. Průměrná teplota v této výšce byla na povrchu bultu 8,3°C. Nebylo prokázáno, že počet druhů závisí na teplotě povrchu bultu (p-hodnota = 0,1954, n = 113) (obrázek 9B). Bylo však prokázáno, že počet druhů závisí na výšce nad vodní hladinou (p-hodnota = 6×10^{-8} , $\alpha = 0,001$, n = 113) (obrázek 9A, obrázek 11). Nebyla prokázána statistická významnost interakcí mezi teplotou povrchu bultu a výškou nad vodní hladinou (p-hodnota = 0,2497, n = 113) (tabulka 3.). Test nulovosti korelačního koeficientu prokázal závislost mezi výškou nad vodní hladinou a teplotou povrchu bultu (p-hodnota = 0,0038, r = 0,2702) (obrázek 10).

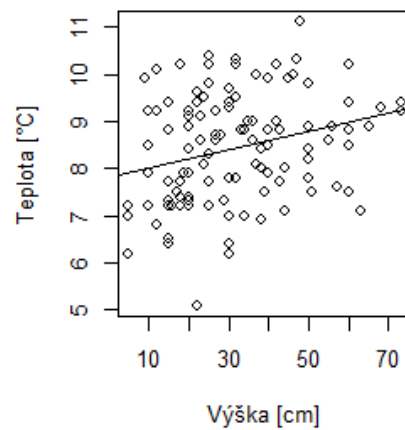
Faktor	Počet stupňů volnosti	F-statistika	p-hodnota
Teplota	1	1,6970	0,1954
Výška nad vodní hladinou	1	33,8717	6×10^{-8} ***
Teplota:výška	1	1,3391	0,2497

*** p < 0,001

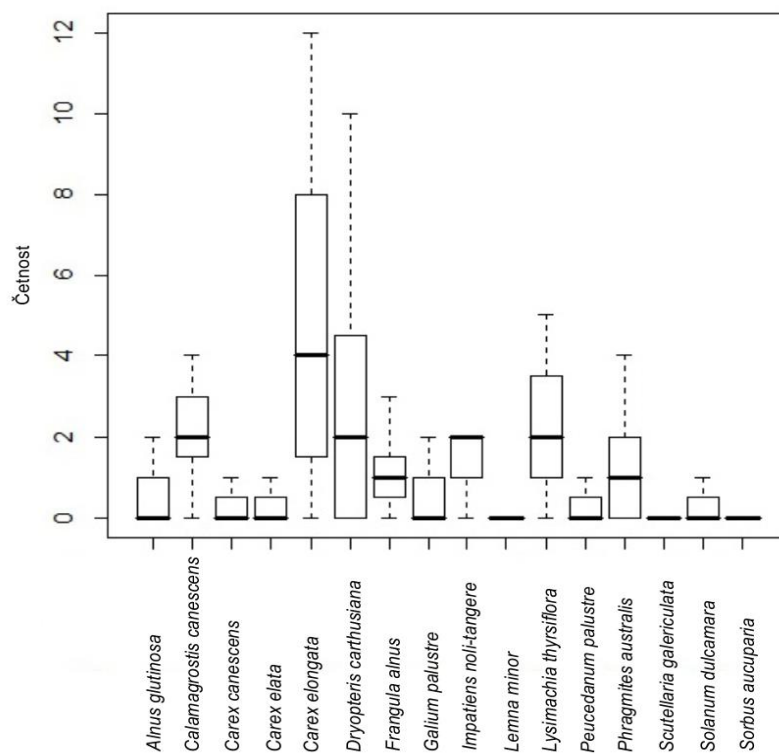
Tabulka 3. Významnost vlivů faktorů



Obrázek 9. 9A: Závislost počtu druhů na výšce nad vodní hladinou, tento vztah je významný, 9B: závislost počtu druhů na teplotě (Tabulka 3)



Obrázek 10. Závislost teploty povrchu bultu na výšce nad vodní hladinou, tento vztah je významný ($r = 0,2702$)



Obrázek 11. Četnost výskytu druhů dle pozice výšky na bultu. Medián četnosti výskytů je spočítaný z 113 snímků na 15 bultech

6. Diskuse

Vlhkost terénu v mokřadní olšíně byla zjišťována pomocí měření teploty povrchu bultů termokamerou. Zjišťovat vlhkost tímto způsobem je možné, neboť vlhčí místa jsou chladnější (Costa a kol, 2013) a sušší místa jsou teplejší (Anderson a Kustas, 2008). Pozorováno bylo 15 náhodně vybraných bultů v mokřadní olšíně. Bylo zjištěno, že nejvíce druhů rostlin se vyskytuje v nižších částech bultů. Jednalo se o následující druhy rostlin *Alnus glutinosa*, *Carex canescens*, *Carex elata*, *Frangula alnus*, *Galium palustre*, *Impatiens noli-tangere*, *Lemna minor*, *Peucedanum palustre*, *Phragmites australis*, *Scutellaria galericulata*, *Solanum dulcamara*, *Sorbus aucuparia* (viz. obrázek 11). Jak uvádí Claessens a kol (2010) *A. glutinosa* je velmi dobře adaptovaná na růst ve velmi vlhkém prostředí a netoleruje sucho. *C. canescens* a *C. elata* se vyznačují výskytem ve velmi vlhkém nebo zaplaveném prostředí (Treweek, 1999). Godwin (1943) uvádí, že *F. alnus* preferuje vlhčí stanoviště, ale nesnáší zaplavení. Z výsledků mého pozorování vyplývá, že tento druh upřednostňuje mírně zvýšené stanoviště na bultu. *G. palustre* dle Banach a kol (2009) má obdobné požadavky na stanoviště jako *F. alnus* s tím, že je o něco tolerantnější k zaplavení, což potvrzuje i mé pozorování. Klika (1940) konstatuje, že *I. noli-tangere* obsazuje sušší místa na bultech. Mé pozorování tuto skutečnost nepotvrdilo ani nevyvrátilo, a proto by bylo vhodné toto ověřit při dalším výzkumu. Dále Klika (1940) uvádí, že *P. palustre* roste v prohlubinách s vodou. Totéž vyplynulo z mého pozorování. Mé zjištění ohledně umístění *P. australis* není v souladu s Ter Heerdt a kol (2017), neboť uvádí, že *P. australis* byl schopen se uchytit za suchých i vlhkých podmínek. Je možné, že tato rozdílnost vznikla z důvodu toho, že jsem pozoroval výskyt druhů rostlin na malém počtu bultů. *S. dulcamara* je druh, který dle Horvath a kol (1977) preferuje vlhká a často zaplavovaná stanoviště. S tímto vyjádřením koresponduje i mé pozorování, neboť tento druh se vyskytoval průměrně ve výšce 16 cm nad vodní hladinou. Vzhledem k tomu, že se některé druhy, tj. *L. minor*, *S. galericulata* a *S. aucuparia*, vyskytovaly na bultech pouze jednou, nelze konstatovat, že se tyto druhy vykytují jen na vlhčích částech bultů. Druhy *Calamagrostis canescens*, *Carex elongata*, *Dryopteris carthusiana*, *Lysimachia thyrsiflora* vykazují větší odolnost vůči kolísání vodní hladiny v mokřadních olšínách (Neuhäuslová, 2003). V rámci této práce bylo

zjištěno, že tyto druhy se vyskytovaly ve vlhčích i sušších částech bultů (viz. obrázek 11.). Semena druhů rostlin se v mokřadních olšínách šíří nejčastěji pomocí vody (Mora a kol, 2013). Kolísání vodní hladiny v mokřadních olšínách zprostředkovává přenos semen rostlin mezi bulty (Nilsson, 2010). Pokud se vodní hladina nachází po delší dobu na konstantní úrovni, tak v těchto místech dochází k nahromadění semen rostlin (Leck, 2003). Proto je v nižších částech bultů vyšší pravděpodobnost vyklíčení více jedinců rostlin, avšak zvyšuje se míra konkurence (Merlin a kol, 2015). Rostliny rostoucí na takových místech jsou označovány jako C-stratégové (Slavíková, 1986). Důsledkem tohoto jevu je, že konkurenčně slabé druhy rostlin jsou pravděpodobně z vlhkých částí bultů vyloučeny a obsadí sušší a výše umístěná stanoviště.

Vztah mezi teplotou povrchu bultů a abundancí druhů v mokřadní olšíně byl zjišťován na základě měření teploty povrchu bultů termokamerou. Tento vztah se nepodařilo prokázat (viz. obrázek 9B). Důvodem byl pravděpodobně malý počet měření teplot povrchu 15 náhodně vybraných bultů. Na každém bultu bylo v průměru provedeno 7,5 měření. Prokázání vlivu teploty povrchu bultů na počet druhů rostlin v mokřadních olšínách proto zůstává předmětem pro další studie. Bylo by vhodné provést výzkum na více lokalitách, opakovat měření teploty povrchu bultů v průběhu dne a v ročním období. Měření teploty na bultech značně komplikuje přítomnost vegetace, protože v tomto případě by došlo k měření teploty rostlin, a nikoliv k měření teploty povrchu bultů.

Testem nulovosti korelačního koeficientu byla prokázána závislost mezi teplotou povrchu bultů a výškou nad vodní hladinou (viz. obrázek 10). S rostoucí výškou nad vodní hladinou stoupala teplota povrchu bultů. Ke stejnému závěru dospěli také (Wallis a Raulings, 2011). S rostoucí relativní výškou povrchu dochází ke snižování hladiny spodní vody (Douda, 2009). Dle Pascuala (2013), snížením hladiny spodní vody se zvyšuje teplota povrchu půdy. Vyvýšená místa na bultech jsou více exponovaná, a proto jsou lépe prohřívána slunečním zářením (Beatty, 1984 a Økland a kol, 2008). V tomto prostředí musí rostliny odolávat v sušším a teplejším podmínkám. Druhy rostlin na sušších, výše umístěných stanovištích, patří mezi S-stratégy, kteří dobře odolávají stresu okolního prostředí (Stearns, 1977). Na chladnějších a vlhčích částech bultů se však často vyskytují i jednoleté druhy rostlin

jako jsou *G. palustre*, *I. noli-tangere* a *L. minor*, které se nejčastěji řadí mezi R-stratégy. Pro které je charakteristická vysoká reprodukční schopnost a nízká odolnost vůči stresu (Grime, 1977). Tyto druhy pravděpodobně přežívají mezi silnými konkurenty na místech, kde došlo k uvolnění zapojené vegetace v důsledku disturbancí.

7. Závěr

Cílem bakalářské práce bylo zjistit, jak se mění výskyt a abundance rostlinných druhů v závislosti na heterogenitě vlhkosti terénu v mokřadní olšíně. Výzkum byl realizován na 15 náhodně vybraných bultech v olšíně u rybníka Černiš u Českých Budějovic. Pomocí termokamery byly zjišťovány rozdíly ve vlhkosti povrchů na vybraných bultech. Bylo zjištěno, že vlhkostní gradient na bultech v mokřadní olšíně určoval distribuci jednotlivých druhů rostlin. Zjistil jsem, že ve vlhčích a chladnějších částech bultů je vyšší diverzita rostlin.

Rozsah této bakalářské práce nemůže zajistit ucelený pohled na danou problematiku z důvodu malého počtu pozorovaných bultů a to pouze na jedné lokalitě. Proto by bylo vhodné tuto studii opakovat ve větším rozsahu, tedy na větším počtu bultů v mokřadních olšinách napříč Českou republikou.

Vzhledem k jedinečnosti mokřadní olšiny u rybníka Černiš je ochrana tohoto výjimečného společenstva na místě (Jílek, 1958). Od roku 1990 je tato lokalita vyhlášena jako přírodní rezervace. Mokřadní olšiny se vyskytují na nestabilních stanovištích, tj. na podmáčených nebo zaplavovaných místech, nejčastěji v blízkosti slepých ramen řek nebo rybníků. Jejich existence je ohrožena zejména jakýmkoliv nešetrným zásahem, který povede ke snížení hladiny vody v tomto prostředí. Význam porostů mokřadních olšin spočívá především v mimoprodukčních funkcích, tj. vodoochranné a půdoochranné. Dále přispívají ke zlepšení lokálního klimatu a zvyšují biodiverzitu krajiny. Vzhledem k tomu, že mokřadní olšiny vytvářejí i vhodné stanovištní podmínky pro chráněné a ohrožené druhy, které jsou vázány na tento typ prostředí, je nutné mokřadní olšiny chránit.

8. Seznam literary

Amlin N. M. et Rood S. B., 2002: Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water table decline. *Wetlands* 22: 338 – 346 s.

Anderson M. et Kustas W., 2008: Thermal Remote Sensing of Drought and Evapotranspiration. *Eos*: 233 – 240 s.

Armstrong W., Brandle R. et Jackson M. B., 1994: Mechanisms of flood tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica* 43: 307 – 358 s.

Banach K., Banach A. M., Lamers L. P. M., Kroon H. D., Bennicelli R. P., Smits A. J. M. et Visser E. J. W., 2009: Differences in flooding tolerance between species from two wetland habitats with contrasting hydrology: implications for vegetation development in future floodwater retention areas. *Annals of Botany* 103: 341 – 351 s.

Barceló Coll J., Rodrigo N. G., Sabater García B. et Sánchez Tamés R., 2001: *Fisiología Vegetal*. Pirámide, Madrid.

Baskin C. C. et Baskin J. M., 1985: The annual dormancy cycle in buried weed seeds: a continuum. *BioScience* 35: 492 – 498 s.

Baskin C. C. et Baskin J.M., 1998: *Seeds. Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic, San Diego.

Baskin C.C. et Baskin J.M., 2004: A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research* 14: 1 – 16 s.

Batlla D. et Benech-Arnold R. L., 2003: A quantitative analysis of dormancy loss dynamics in *Polygonum aviculare* L. seed: development of a thermal time model based on changes in seed population thermal parameters. *Seed Science Research* 13: 55 – 68 s.

Beatty S., 1984: Influence of microtopography and canopy species on spatial patterns of forest understory plants. *Ecology* 65: 1406 – 1419 s.

Bertness M.D., Gough L. et Shumway S. W., 1992: Salt tolerances and the distribution of fugitive salt marsh plants. *Ecology* 73: 1842 – 1851 s.

Blom C. W. P. M. et Voesenek L. A. C. J., 1996: Flooding: the survival strategies of plants. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 290 – 295 s.

Blom C. W. P. M., Bögemann, Laan G. M., van der Sman A. J. M., van de Steeg H. M. et Voesenek L. A. C. J., 1990: Adaptions to flooding in plants from river areas. *Aquatic Botany* 38: 29 – 47 s.

Blom C. W. P. M., Voesenek L. A. C. J., Banga M., Engelaar W. M. H. G., Rijnders J. H.G. M., Van De Steeg H. M. et Visser E. J. W., 1994: Physiological Ecology of Riverside Species: Adaptive Responses of Plants to Submergence. *Annal of Botany* 74: 253 – 263 s.

Brant W.T., Iannacone L. R., Turner G. E. et Frank A. R., 2007: Drought tolerance versus drought avoidance: a comparasion of plant-water relantiona in herbaceous wetland plants subjected to wwater withdrawal and repletion. *Wetlands* 27: 656 – 667 s.

Bresinsky A., Körner C., Kadereit J. W., Neuhaus G. et Sonnenwald U., 2013: Strasburger's plant science, including procyryotes and fungi. Springer-Verlag, Berlin.

Carter M. F. et Grace J. B., 1990: Relationships between flooding tolerance, life history, and short-term competitive performance in three species of *Polygonumn*. *American Journal of Botany* 77. 381 – 387 s.

Claessens H., Oosterbaan A., Savill P. et Rondeux J., 2010: A review of the charakteristics of black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) and their implications for silvicultural practices. *Forestry* 83: 163 – 175 s.

Costa J. M., Grant O. M. et Chaves M .M., 2013: Thermography to explore plant-environment interaractions. *Journal of Experimental Botany* 64: 3937 – 3949 s.

Culek M., 1996: Biogeografické členění České republiky. Enigma, Praha.

Douda J., 2009: O vegetační proměnlivosti a původu současných lužních lesů. *Živa* 2: 56 – 59 s.

- Edwards A.L., Lee D. W. et Richards J.H., 2003: Responses to a fluctuating environment: effects of water depth on growth and biomass allocation in *Eleocharis cellulosa* Torr. (Cyperaceae). *Canadian Journal of Botany* 81: 964 – 975 s.
- Erwin K., 2009: Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management* 17: 71 – 84 s.
- Fernández-Pascual E., Jiménez-Alfaro B. et Diaz T. E., 2013: The temperature dimension of the seed germination niche in fen wetlands. *Plant Ecology* 214: 489 – 499 s.
- Fraser L.H. et Karnezis J. P., 2005: A comparative assesment of seedling survival and biomass accumulation for fourteen weland species growth under minor water-depth differences. *Wetlands* 25: 520 – 530 s.
- García-Huidobro J., Monteith J. L. et Squire G. R., 1982: Time, temperature and germination of pearl millet (*Pennisetum typhoides* S. & H.): I. Constant temperature. *Journal of Experimental Botany* 33: 288 – 296 s.
- Godwin, H (1943): Biological Flora of the British Isles: *Frangula alnus*. *Journal of Ecology* 31: 77 – 92 s.
- Grime J. P., 1977: Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecologiccal and evolutionary theory. *American Naturalist* 111: 1169 – 1194 s.
- Grubb P. J., 1977: The maintenance of species-richness in plant comunities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107 – 145 s.
- Hejnák V., Zámečnicková B., Zámečník J. et Hnilička F., 2008: Fyziologie rostlin. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Herr-Turoff A. et Zedler J. B., 2007: Does morphological plasticity of the *Phalaris arundinacea* canopy increase invasivness?. *Plant Ecology* 193: 265 – 277 s.
- Horvath I., Bernath J. et Tetenyi P., 1977: Effect of the spectral composition of light on dry matter production in *Solanum dulcamara* ecotypes of different origin. *Acta Agronomica* 26: 346 – 354 s.

Jackson M.B., 1990: Hormones and developmental change in plants subjected to submergence or soil waterlogging. *Aquatic Botany* 38: 49 – 72 s.

Jílek B., 1958: Příspěvek k fytoocenologii jihočeských olšin. In: Formánek J. [ed]: Sborník Krajského vlastivědného musea v Českých Budějovicích. Krajské vlastivědné museum v Českých Budějovicích, České Budějovice: 53 – 63 s.

Justin S. H. F. W. et Armstrong W., 1987: The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding. *New Phytologist* 106: 465 – 495 s.

Keddy P. A., Twollan-Strutt L. et Wisheu I. C., 1994: Competitive effect and response rankings in 20 wetland plants: are they consistent across three environments?. *Journal of Ecology* 82: 635 – 643 s.

Kim D. H., Kim H.T et Kim J.G., 2013: Effects of water level and soil type on the survival and growth of *Persicaria thunbergii* during early growth stage. *Ecological Engineering* 61: 90 – 93 s.

Klika J., 1940: Die Pflanzengesellschaften des Alnion-Verbandes. *Preslia* 18 – 19: 97 – 112 s.

Lapshina E., 2004: Mire flora of the south-east of the West Siberia. University of Tomsk, Tomsk.

Larkin D., Vivian-Smith G. et Zedler J. B., 2006: Topographic heterogeneity theory and ecological restoration. In: Falk D. A., Palmer M. A et Zedler J. B. [eds]: *Foundation of restoration ecology*. Island Press, Washington, D.C.: 142 – 164 s.

Larkin D., Vivian-Smith G. et Zedler J. B., 2006: Topographic heterogeneity theory and ecological restoration. In: Falk D. A., Palmer M. A et Zedler J. B. [eds]: *Foundation of restoration ecology*. Island Press, Washington, D.C.: 142 – 164 s.

Leck M. A., 2003: Seed-bank and vegetation development in a created tidal freshwater wetland on the Delaware River, Trenton, New Jersey, USA. *Wetlands* 23: 310 – 343 s.

Merlin A., Bonnis A., Damgaard C. F. et Mesléard F., 2015: Competition Is a Strong Driving Factor in Wetlands, Peaking during Drying Out Periods. *PlosOne* 10

Middleton B., 2000: Hydrochory, seed banks, and regeneration dynamics along the landscape boundaries of a forested wetland. *Plant ecology* 146: 167 – 181 s.

Mikulka J. et Kneifelová M., 2005: *Plevelné rostliny*. Profi Press, Praha

Mitsch W. J. et Gosselink J. G., 2000: *Wetlands*. John Wiley & Sons Inc., New York

Mora J. P., Smith-Ramírez C. et Zúñiga-Feest A., 2013: The role of fleshy pericarp in seed germination and dispersal under flooded conditions in three wetland forest species. *Acta Oecologia* 46: 10 – 16 s.

Neuhäuslová Z., 2003: Bažinné olšiny a vrbiny. In: Moravec J. [ed]: *Přehled vegetace České republiky*. Academia, Praha: 40 – 66 s.

Nilsson C., Brown R. L., Jansson R. et Merritt D. M., 2010: The role of hydrochory in structuring riparian and wetland vegetation. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 85: 837 – 858 s.

Novák J. a Skalický M., 2008: *Botanika: cytologie, histologie, organologie a systematika*. Powerprint, Praha.

Økland R.H., Rydgren K. et Økland T., 2008: Species richness in boreal swamp forests of SE Norway: The role of surface microtopography. *Journal of Vegetation Science* 19: 67 – 74 s.

Otte M. L., 2001: What is stress to a wetland plant?. *Environmental and Experimental Botany* 46: 195 – 202 s.

Outcalt S. I., Nelson F.E. et Hinkel K. M., 1990: The zero-curtain effect: heat and mass transfer across an isothermal region in freezing soil. *Water Resources Research* 26: 1509 – 1516 s.

Paratley R.D. et Fahey T. J., 1986: Vegetation-environment relations in a conifer swamp in central New York. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113: 357 – 371 s.

Pascual E. F., 2013: Potential persistence of mountain fens under climate warming: soil temperature buffer and germination niche plasticity. *Nepublikováno*, dep: Universidad de Oviedo.

Shields L. M., 1950: Leaf xeromorphy as related to physiological and structural influences. *The Botanical Review* 16: 399 - 447

Silvertown J. W. et Lovett-Doust J., 1993: Introduction to plant population biology. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Slavíková J., 1986: Ekologie rostlin. SPN Praha, Praha.

Stearns S. C., 1977: Evolution of life – history trans – critique of theory and a review of data. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8: 145 – 171 s.

Sun Z. G., Song H. L., Sun W. G. et Sun J. K., 2014: Effects of continual burial by sediment on morphological traits and dry mass allocation of *Suaeda salsa* seedlings in the Yellow River estuary: an experimental study. *Ecological Engineering* 68: 176 – 183 s.

Taiz L. et Zeiger E., 2006: Plant physiology. Sinauer Associates, Sunderland

Ter Heerdt G. N. J., Veen C. G. F., Van Der Putten W. H. et Bakker J. P., 2017: Effects of temperature, moisture and soil type on seedling emergence and mortality of riparian plant species. *Aquatic Botany* 136: 82 – 94 s.

Thomson K. et Grime J. P., 1983: A comparative study of germination responses to diurnally fluctuating temperatures. *Journal of Applied Ecology* 20: 141 – 156 s.

Thomson P.A., 1969: Germination of *Lycopus europaeus* L. in response to fluctuating temperatures and light. *Journal of Experimental Botany* 20: 1 – 11 s.

Tolasz R., Brázdil R., Bulíř O., Dobrovolný P., Dubrovský M., Hájková L., Halásová O., Hostýnek J., Janouch M., Kohut M., Krška K., Křivancová S., Květoň V., Lepka Z., Lipina P., Macková J., Metelka L., Míková T., Mrkvica Z., Možná M., Nekovář J., Němec L., Pokorný J., Reitschläger J. D., Richterová D., Rožnovský J., Řepka M., Semerádová D., Sosna V., Stříž M., Šercl P., Škáchová H., Štěpánek P., Štěpánková P., Trnka M., Valeriánová A., Valter J., Vaníček K., Vavruška F., Voženílek V., Vráblík T., Vysoudil M., Zahradníček J., Zusková I., Žák M. et Žalud Z., 2007: Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav a Universita Palackého, Praha a Olomouc

Treweek J., 1999: Ecological impal assesment. Blackwell Science Ltd, Oxford.

Troxler T.G. et Childers D.L., 2009: Litter decomposition promotes differential feedbacks in an oligotrophic southern Everglades wetland. *Plant Ecology* 200: 69 – 82 s.

Van der Sman A. J. M., Voeselek L. A. C. J., Blom C. W. P. M., Harren F. J. M. et Reuss J., 1991: The Role of Ethylene in Shoot Elongation with Respect to Survival and Seed Output of Flooded *Rumex maritimus* L. *Plants. Functional Ecology* 5: 304 – 313 s.

Vivian-Smith G., 1997: Microtopographical heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85: 71 – 82 s.

Vleeshouwers L. M., Bouwmeester G. J. et Karssen C. M., 1995: Redefining seed dormancy, an attempt to integrate physiology and ecology. *Journal of Ecology* 83: 1031 – 1037 s.

Voeselek L. A. C. J., Van der Sman A. J. M., Harren F. J. M. et Blom C.W. P. M., 1992: An amalgamation between hormone physiology and plant ecology: a review on flooding resistance and ethylene. *Journal of Plant Growth Regulation* 11: 171 – 188 s.

Wallis E. et Raulings E., 2011: Relationship between water regime and hummock-building by *Melaleuca ericifolia* and *Phragmites australis* in a brackish wetland. *Aquatic Botany* 95: 182 – 188 s.