

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA PLÁNOVÁNÍ KRAJINY A SÍDEL



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Efekt managementových opatření realizovaných k ochraně
biotopu perlorodky říční v povodí NPP Blanice na vegetaci**

Diplomová práce

Vypracovala: Bc. Barbora Tomešová

Vedoucí práce: RNDr. Jitka Horáčková, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Ondřej Simon, Ph.D.

Praha, 2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Barbora Tomešová

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Efekt managementových opatření realizovaných k ochraně biotopu perlorodky říční v povodí NPP Blanice

Název anglicky

The effect of management measures implemented to habitat protection of a freshwater pearl mussel in the Blanice NPP catchment area

Cíle práce

V posledních dvou dekadách proběhlo v povodí horní Blanice mnoho managementových opatření za účelem zlepšení celkového stavu tohoto povodí i hlavního oligotrofního toku Blanice, která stále ještě chová jednu z nejbohatších populací perlorodky říční ve střední Evropě. Efekt provedených opatření byl dosud vyhodnocován jen z části, mnoho z nich nebylo hodnoceno vůbec. Tato DP by se tedy měla zabývat především vyhodnocením efektu prořezávek a stavu některých prameništ prostřednictvím změn vegetace. A dále pomoci nastavit a založit další monitoring tohoto typu managementových opatření v území tak, aby bylo možné je v budoucnu kriticky vyhodnocovat.

Hlavní cíle:

- (1) Provést literární rešerši vysvětlující problematiku managementu luk, prameništ a pobřežních porostů v oligotrofních povodích a jeho efektu na biotop perlorodky říční.
- (2) Vyhodnotit efekt prořezávek v povodí Blanice z pohledu následných vegetačních změn.
- (3) Založit nové TMP v povodí Blanice v místech prořezávek pro budoucí monitoring stavu vegetace a stanovišt.
- (4) Vyhodnotit stav vybraných prameništ v povodí Blanice z hlediska vegetace.

Metodika

Postup prací:

- (1) Provést literární rešerši vysvětlující problematiku managementu luk, prameništ a pobřežních porostů v oligotrofních povodích a jeho efektu na biotop perlorodky říční – u nás a v Evropě. Zaměřit se šířeji na management prameništní vegetace obecně.
- (2) Vyhodnotit efekt prořezávek na několika přítocích v povodí Blanice z pohledu vegetačních změn na lokalitách, kde bude možné efekt v současnosti vyhodnotit (tj. je známý stav před zásahem a po zásahu, cca 50 hodnocených ploch).
- (3) Založit nové TMP plochy v místech prořezávek pro budoucí monitoring stavu vegetace a stanovišt na všech přítocích, kde zásahy probíhaly (založit ca 10 TMP) pro potřeby Správy CHKO Šumava.

(4) Vyhodnotit stav vybraných pramenišť v povodí Blanice z hlediska složení vegetace a stavu prameništých lokalit (zástin, zarůstání, antropogenní vlivy a zásahy apod.).



Doporučený rozsah práce

dle Nařízení děkana č. 02/2020 – Metodické pokyny pro zpracování diplomové práce na FŽP

Klíčová slova

Czech Republic, oligotrophic catchment, catchment management, impact, river, springs

Doporučené zdroje informací

- Blažková D., Hruška J. (1999): Vegetace lad s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) v souvislosti s obnovením ekosystémů oligotrofních povodí s perlorodkou říční (*Margaritifera margaritifera*). – Příroda 15: 7-24.
- Blažková, D. (2010): Communities with *Carex brizoides* and their succession. *Silva Gabreta* 16(1):12.
- C. Dalton, B. O'Dwyer, D. Taylor, E. de Eyto, E. Jennings, G. Chen, R. Poole, M. Dillane, P. McGinnity (2014): Anthropocene environmental change in an internationally important oligotrophic catchment on the Atlantic seaboard of western Europe, *Anthropocene* 5: 9-21.
- M. Dinesh Kumar, Charles Batchelor, A.J. James (2019): Catchment management to basin management: International perspectives and overview of global experience, Editor(s): M. Dinesh Kumar, V. Ratna Reddy, A.J. James (*Current Directions in Water Scarcity Research* 1, 21-54.
- Rouen K., Armitage P. (2010): The Effects of Catchment Management on Stream Processes and Condition. *Freshwater Forum Special Issues* 28, 93 pp.
- Simon O., Tichá K., Rambousková K. (eds) (2018): Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*). VÚV T.G.M, Praha, 283 pp.
-

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

RNDr. Jitka Horáčková, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra plánování krajiny a sídel

Konzultant

Ondřej Simon

Elektronicky schváleno dne 5. 9. 2023

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 30. 10. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 11. 03. 2024

Prohlášení autorky DP

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Efekt managementových opatření realizovaných k ochraně biotopu perlorodky říční v povodí NPP Blanice na vegetaci vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzi tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne: 24. 3. 2024

.....

Bc. Barbora Tomešová

Poděkování

Na tomto místě chci poděkovat vedoucí mé práce RNDr. Jitce Horáčkové, Ph.D. a konzultantovi Mgr. Ondřeji Simonovi, Ph.D. za čas, energii, trpělivost a cenné rady, které mi věnovali.

Dále bych chtěla poděkovat Mgr. Vojtěchu Zeiskovi Ph.D. a Mgr. Zuzaně Sejfové za konzultace ohledně statistického vyhodnocování dat.

Děkuji také svým kolegyním Mgr. Petře Caklové, Mgr. Michaele Nagy Nejedlé, Ph.D., Ing. Farzaneh Habibi Tirtash, Ph.D. a Mgr. Begoňe Quirós de la Peña za neutuchající a téměř každodenní morální podporu během zpracovávání DP.

Velký dík patří také mému partnerovi Martinovi, který byl mou obrovskou oporou a pomocí při terénním sběru dat, a bez kterého by tato práce nespátřila světlo světa.

V neposlední řadě děkuji své rodině, zejména své matce Martě a přátelům za podporu během celého studia.

Abstrakt

V národních přírodních památkách Blanice a Prameniště Blanice se nachází nespočet pramenišť, stružek a potoků, jejichž kvalita a zachování přírodních procesů v nich jsou stěžejní pro kriticky ohroženou perlorodku říční (*Margaritifera margaritifera*). Právě její populace je hlavním předmětem ochrany v obou památkách. Hlavním cílem této práce bylo vyhodnotit stav 30 vybraných pramenišť v obou chráněných územích. Byly tedy vytvořeny fytoecologické snímky a zhodnocena vegetace na stanovištích, neboť právě prameništní vegetace (*Montio-Cardaminetea*) vytváří v oblasti jednu z hlavních složek potravy perlorodky říční a je proto zásadní pro její výskyt.

Sběr dat probíhal na jaře 2023 a mimo zapisování fytoecologických snímků byly sledovány další prameništní parametry, jako je vývěr a odtok, konduktivita a teplota vody, napojení na říční síť, vegetační stav na plochách kolem pramenišť atd. Bylo zjištěno, že z celkových 30 pramenišť splňuje parametry pro tvorbu kvalitního detritu pro perlorodku říční a zároveň doteče do hlavního toku pouze 8 z nich, a to 2 luční a 6 lesních pramenišť. Prameništní vegetace se nejméně objevovala v prameništích degradovaných smrkovými monokulturami a také v lučních a lesních prameništích rozlévajících se v mokřady.

Dalším cílem této práce bylo zhodnotit prosvětlovací prořezávky provedené podél vodotečí dle plánu péče na období 2012–2024 Správou CHKO Šumava a vytvořit metodiku pro hodnocení vývoje prosvětlených lokalit i v budoucnu. Účelem těchto prosvětlovacích úprav bylo vytvořit lepších podmínek pro růst bylinné vegetace, na kterou navazuje tvorba detritu jako potravy pro perlorodku říční. Byl zjištěn stav vegetace před zásahem za pomoci měření a počítání pařezů, současný stav vegetace, hodnoty zastínění a typu vegetace, která zástin způsobuje. Celkem bylo hodnoceno 50 prosvětlených lokalit. Prořezávky vykonané v olšových a vrbových porostech velmi silně zmlazují a byla navržena alternativní opatření spočívající v bezzásahovosti. V březových porostech ke zpětnému zarůstání nedochází a vliv prořezání ve smrkových a smíšených porostech není znát, jelikož je v některých lokalitách stále plný celoroční zástin vlivem hustého zápoje stromů.

Pro potřeby monitorování vegetačních změn i v budoucnu bylo pro Správu CHKO Šumava založeno 10 TMP (trvale monitorovaných ploch) vybraných z 50 hodnocených prosvětlených lokalit. Informace o stavu pramenišť, prořezávek i založených TMP byly předány Správě CHKO Šumava a výsledky a návrhy opatření jsou použity jako podklad pro tvorbu budoucího plánu péče o NPP Blanice a Prameniště Blanice.

Klíčová slova

Česká republika, oligotrofní povodí, povodí, management, vliv, řeka, prameniště

Abstract

In the National Nature Monument of Blanice and Blanice Springs, there are countless springs and their quality and preservation of natural processes are crucial for the survival of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L. 1758). The population of this freshwater mussel is the primary focus of conservation in both protected areas.

One of the main aims of this thesis is to evaluate the condition of 30 selected springs. This evaluation is based on phytocenological relevés, as the spring vegetation (*Montio-Cardaminetea*) plays a key role in the area as the main component of its food source. Data collection took place in spring 2023, and in addition to recording phytocenological relevés directly at the springs, other parameters were monitored, such as spring emergence, outflow, conductivity, and water temperature; connectivity of springs to the river network; and vegetation status in areas around the springs. It has been found that out of the total 30 springs, only 8 meet the parameters for creating a good quality detritus for the freshwater pearl mussel and also can flow into the mainstream 2 meadow springs and 6 forest springs. Furthermore, it has been found that spring vegetation is least present in degraded springs surrounded by spruce monocultures and in meadow springs spreading into wetlands, which may be influenced by nutrient runoff from surrounding pastures.

Moreover, as a part of the recommended management measures outlined in the management plan for the period 2012-2024, thinning was carried out in the area by the Protected Landscape Area Šumava administration (PLA Šumava). The thesis clarifies and evaluates the impact of these thinnings on vegetation changes in the area. A methodology for assessing the condition of cleared sites was developed, which involved assessing the pre-intervention state through measurements and counting stumps, current vegetation status, shading value, and the type of vegetation causing shading. A total of 50 sites were evaluated. It has been found that thinnings carried out in alder and willow stands strongly rejuvenated them. Thus, alternative measures involving non-intervention are also proposed. In the birch stands regrowth does not occur. Unfortunately, the thinning in spruce stands did not have a noticeable thinning effect, as in some locations, there is still full-year shading due to dense tree canopy.

Additionally, for the purpose of monitoring vegetation changes, 10 monitoring plots were established for the administration of the PLA Šumava from the 50 evaluated cleared sites. Information on the condition of springs, thinnings, and established TMPs was provided to the administration of the PLA Šumava, and the results and proposed measures are used as a basis for the future management plan for the NNR Blanice and Blanice Springs.

Key words

Czech Republic, oligotrophic catchment, catchment management, impact, river, springs

Obsah

1.	Úvod.....	1
2.	Cíle práce.....	2
3.	Literární přehled.....	3
3.1	Obecná charakteristika perlorodky říční a jejího biotopu.....	3
3.2	Faktory ohrožující populace perlorodky říční se zaměřením na studovaná území.....	4
3.3	Oligotrofní povodí.....	6
3.4	Prameniště.....	6
3.4.1	Vegetace na prameništích.....	8
3.4.2	Význam pramenišť a jejich management ve studovaném území.....	10
3.5	Obnova a hodnocení managementových úprav lučních a lesních ekosystémů.....	11
3.6	Charakteristika zájmového území – NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice.....	14
3.6.1	NPP Blanice.....	14
3.6.2	NPP Prameniště Blanice.....	14
3.7	Historický vývoj a současný stav biotopu perlorodky říční ve studovaném území.....	16
3.7.1	Lesní porosty.....	16
3.7.2	Zemědělské plochy, louky a pastviny.....	18
3.7.3	Odvodňování, regulace vodních toků a erozní činnost.....	19
3.7.4	Expanze nežádoucích rostlinných druhů.....	20
3.8	Problematika potravy juvenilních perlorodek ve studovaném území.....	20
4.	Metodika.....	23
4.1	Sběr dat.....	23
4.1.1	Sběr dat na prameništích.....	23
4.1.2	Sběr dat na plochách kolem pramenišť.....	26
4.1.3	Metodika fytoecologických snímků.....	28
4.1.4	Ellenbergovy hodnoty a jejich využití.....	29
4.1.5	Konduktivita a teplota vody.....	30
4.2	Metodika hodnocení prosvětlovacích úprav.....	31
4.2.1	Porovnávání ortofoto snímků na prosvětlených lokalitách.....	32
4.2.2	Trvale monitorované plochy (TMP).....	35
4.3	Zpracování a hodnocení dat.....	37
5.	Výsledky.....	38
5.1	Prameniště.....	38
5.1.1	Luční prameniště.....	40
5.1.2	Lesní prameniště.....	44
5.2	Analýza Ellenbergových indikačních hodnot pro vegetační snímky z pramenišť.....	48
5.3	Konduktivita vody studovaných pramenišť a napojení na říční síť.....	53
5.4	Vyhodnocení stavu vegetace na TMP založených v roce 2016.....	55

5.5	Hodnocení prořezávkových úprav	57
5.6	Hodnocení vývoje vybraných prosvětlených ploch z ortofoto snímků.....	64
5.7	Založení trvale monitorovaných ploch pro hodnocení vývoje prosvětlených lokalit	71
6.	Diskuze	72
6.1	Zhodnocení stavu pramenišť	72
6.1.1	Luční prameniště	73
6.1.2	Lesní prameniště.....	75
6.1.3	Konduktivita pramenišť.....	77
6.1.4	Návrh pro budoucí posuzování stavu pramenišť v zájmových územích.....	78
6.2	Zhodnocení stavu prořezaných lokalit	79
6.3	Porovnání fytoocenologických snímků TMP z let 2016 a 2023	84
7.	Závěr.....	86
8.	Seznam použité literatury	87
9.	Seznam příloh	93
10.	Přílohy.....	94

1. Úvod

Oligotrofní (na živiny chudé) vodní prostředí je celosvětově silně na ústupu, ať už se jedná o potoky a větší řeky nebo o pramenné oblasti. Právě v těchto oligotrofních tocích se na Šumavě vyskytuje jedna z posledních populací kriticky ohroženého sladkovodního mlže perlorodky říční *Margaritifera margaritifera* (L.), která je v současnosti vázána už jen na nejčistší části horních toků řek s oligotrofními podmínkami. Její výskyt ale neurčuje jen vodní prostředí, ale i celkový stav širšího povodí, což zahrnuje i lesnické a zemědělské užívání krajiny.

Prosperující populace tohoto druhu znamená přirozeně a kvalitně fungující ekosystém, který jí poskytuje mimo jiné i dostatek potravy. Tou je jemný detrit (částečně rozložená hmota z odumřelých rostlin a živočichů), tvořící se pod břehy drobných potůčků, protékajícími horskými loukami a v helokrénních oblastech (pramenných mokřinách). Právě prameništní a luční vegetace se nejvíc podílí na tvorbě úživného a kvalitního detritu. V některých oblastech Šumavy, konkrétněji v Národních přírodních rezervacích Blanice a Prameniště Blanice byla v minulých desetiletích silně pozměněna vegetační skladba. Z většiny květnatých a psárkových luk se v současnosti stávají kyselejší ostřicová lada a velká část lesních pramenišť zarůstá zmlazenými a náletovými dřevinami, čímž je tvorba kvalitního detritu velmi omezena. V posledních dvou dekádách proběhlo v povodí horní Blanice mnoho managementových opatření (mj. i prořezávek a prosvětlování vegetace podél vodotečí a pramenišť) za účelem zlepšení celkového stavu tohoto povodí i hlavního oligotrofního toku Blanice. Efekt provedených opatření byl dosud vyhodnocován jen z části, mnoho z nich nebylo hodnoceno vůbec.

V rešeršní části práce je proto rozebrána charakteristika perlorodky, jejího biotopu a potravních nároků, historie využívání a změny v krajině ve studovaném území, faktory ovlivňující její výskyt ve studovaných územích a managementová opatření pro její podporu a ochranu. Výzkumná část práce se zaměřuje na vyhodnocení stavu vybraných pramenišť z hlediska vegetačního pokryvu a dalších abiotických faktorů a porovnání lučních fytocenologických snímků hodnocených v předchozí studii vs. současného stavu. Dále se práce zabývá vyhodnocením efektu prosvětlovacích úprav a případně navrhuje alternativní opatření. V neposlední řadě je rozebráno zakládání trvale monitorovaných ploch (TMP) jakožto jeden z nejefektivnějších nástrojů pro sledování vývoje vegetace v prosvětlených oblastech. Pro budoucí potřeby správy CHKO Šumava je založeno 10 z nich v provedených prosvětlených lokalitách.

2. Cíle práce

Hlavní cíle práce:

- (1) Provést literární rešerši vysvětlující problematiku managementu luk, pramenišť a pobřežních porostů v oligotrofních povodích a jeho efektu na biotop perlorodky říční.
- (2) Vyhodnotit stav vybraných pramenišť v povodí Blanice z hlediska vegetace.
- (3) Vyhodnotit efekt prořezávek v povodí Blanice z pohledu následných vegetačních změn.
- (4) Založit nové TMP v povodí Blanice v místech prořezávek pro budoucí monitoring stavu vegetace a stanovišť.

3. Literární přehled

3.1 Obecná charakteristika perlorodky říční a jejího biotopu

Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758) je sladkovodním druhem živočicha ze třídy mlžů (Beran, 1998). V minulosti se jednalo o četného měkkýše potoků a řek. Dyk (1947) dokonce uvádí, že na území České republiky se tento mlž vyskytoval v povodí Labe a okrajově i Odry a Dunaje, často v deseti až stotisícových koloniích. V současnosti se jedná o kriticky ohrožený druh a její počty se snižují (Zelenková, 2008; Wengström et al., 2021). V celosvětovém červeném seznamu (IUCN, 2023) je druh uveden jako ohrožený, nicméně dle Patzenhauerové et al. (2011) jsou perlorodky nejohroženějšími druhy mlžů na světě. Někteří autoři odhadují, že početnost druhu klesla na méně než 1 % původní abundance v České republice (Simon et al., 2015, Vaníčková et al., 2016). V rámci střední Evropy jsou jedny z posledních největších kolonií zachované na Blanici, Vltavě a Malši (Simon et al., 2015).

Ve všech fázích životního cyklu je perlorodka říční přímo závislá na kvalitě svého biotopu, kterým je vodní tok a zachovalé přírodní procesy v něm (Vaníčková et al., 2016). Její přítomnost a zejména schopnost se rozmnožovat v povodí se indikuje přirozenou funkčnost všech přírodních procesů (Geist, 2010).

Biotopem perlorodky říční jsou v současnosti chladné oligotrofní vodní toky s nízkým obsahem anorganického vápníku, nejčastěji s písčítým a dobře prokysličeným dnem, do kterého se tyto živočichové zahrabávají zejména v nejmladším stadiu vývoje (Bílý et al., 2021). Pro funkčnost jejího biotopu je velmi důležitá přítomnost nenarušené a propojené jemné říční sítě s hlavním tokem, přítomnost makrozoobentosu na dně vodních toků, edafonu (půdní fauna v okolí toku), a specifická skladba rostlinného pokryvu. Kombinací těchto složek a specifických přírodních poměrů je tvořen organogenní detrit, jímž se perlorodky živí (Hruška, 1999). Její potravu téměř netvoří živé řasové buňky, čímž se odlišuje od jiných velkých sladkovodních mlžů (Bauer et Wächtler, 2001). Zdrojem detritu jsou terestrické i vodní systémy – částečně rozložená hmota z odumřelých částí rostlin a těl živočichů, mikroorganismů a pevných fekálních pelet bezobratlých živočichů, jako jsou např. blešivci nebo larvy pošvatek (Simon et al., 2018). Dále je detrit tvořen složkou jílových a jemných pískových minerálních částic, jejichž uskupení bývá často porostlé bakteriemi, sinicemi, nebo dalšími

mikroorganismy v podobě tenkého biofilmu. Často obsahuje i buňky řas a širokou škálu jednobuněčných organismů. Detrit je pak do říční sítě transportován buď nárazově při srážkách smyvem, anebo průběžným odtokem menších stružek a potoků z prameništěních a pobřežních oblastí. Tento způsob transportu může fungovat pouze v případech, pokud jsou prameniště a pobřežní oblasti dobře napojeny a mohou se vlévat do větších řek (Simon et al., 2015).

Křehká souhra faktorů pro přirozeně fungující biotop perlorodky byla ve 20. století povodí Blanice zásadně narušena, což mělo za následek drastický pokles populace. Proto je nutné jejímu biotopu věnovat pozornost, zejména jeho zachování jako celku a snažit se o zlepšení jeho funkčnosti.

3.2 Faktory ohrožující populace perlorodky říční se zaměřením na studovaná území

Životní prostředí perlorodky je ovlivňováno a ohrožováno celou řadou nejrůznějších faktorů. Někteří autoři uvádějí jako hlavní příčinu úbytku populace eutrofizaci, tedy zvyšování živin v lokalitě, primárně fosforu a dusíku (Bauer et Wächtler, 2001; Geist, 2010). Nadměrné obohacení živin v prostředí, které je způsobeno především zemědělskými hnojivy, intenzivním obhospodařováním luk, nevhodnou pastvou či nevhodným nakládáním s odpadními vodami mívá často za následek úbytek jedinců napříč všemi věkovými kohortami (Grande et al., 2001). Na Šumavě byla ve druhé polovině 20. století masivně používána minerální hnojiva s cílem zvýšit zemědělskou produkci. Oproti organickým hnojivům se však tato minerální hnojiva nedokázala dostatečně vhodně vázat na půdní komplex (Vrba et Huleš, 2007), čímž došlo k jejich vymývání do podzemních a povrchových vod (Záhora et al., 2011).

Neméně významnými faktory, které zásadně ovlivnily početní stavy celosvětových kolonií perlorodky, jsou regulace vodních toků a odvodňování. Přehrady, jezy a zdymadla výrazně ovlivnily nejen dynamiku vodních toků, ale také migrační propustnost toků pro hostitelské ryby perlorodky. Simon et al. (2018) uvádějí, že přehradní nádrž v Husinci z roku 1939 přerušila říční kontinuum na horním toku Blanice a znemožnila komunikaci populací perlorodek a pstruhů nad a pod přehradou. Kvůli upuštění od tradičního hospodaření v zájmovém území začaly odvodňovací příkopy, podmáčené louky a prameniště zarůstat expanzivními druhy rostlin, jedná se primárně o porosty s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) a chrasticí rákosovitou

(*Phalaris arundinacea*). V hospodářských smrkových monokulturách se nachází prameniště, ve kterých kvůli vysokému zástínu a aciditě z opadu nemohou růst rostliny vhodné pro tvorbu kvalitního detritu a zástín způsobuje ochlazení toku (Obr. 1).

Další příčinou úbytku populací může být nedostatek či úplná absence vhodných hostitelských ryb pro vývoj glochidií, čímž například v ČR dlouhodobě trpí oblast Teplé Vltavy (Simon et al., 2018). V minulosti byl nejdůležitějším hostitelem našich populací losos (*Salmo salar*), jehož migrae řekami však byla v poválečných letech postupně zastavena v důsledku výstavby mnoha přehrad. V současnosti je jedinou hostitelskou rybou na území ČR pouze pstruh obecný f. potoční (*Salmo trutta m. fario*), jelikož společný vývoj a geografická blízkost parazita i hostitele způsobily silnou vazbu (Geist et Kuehn, 2005). Tato vazba může být negativně ovlivněna například nasazením jiných druhů ryb, jako je například pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) nebo jiných genetických linií pstruha potočního z jiných oblastí. To může způsobit narušení genofondu původního hostitelského druhu ryby a imunitní systém takových jedinců může reagovat odlišně na přichycení glochidií (Altmüller et Dettmer, 2006).



Obr. 1: Silně antropogenně degradované prameniště odvodněné strouhou, NPP Prameniště Blanice, foto: Barbora Tomešová, 27. 5. 2023.

3.3 Oligotrofní povodí

Oligotrofní povodí neboli čisté a na živiny chudé vodní prostředí je biotopem nejen perlorodky říční, ale i dalších zranitelných druhů živočichů a rostlin. Rostlinné a živočišné druhy oligotrofních vod často sehrávají roli klíčových a indikačních druhů (Ziuganov et al., 1994; Geist, 2010; Bolotov et al., 2016).

Různé typy oligotrofních povodí jsou rozptýleny po celé Evropě, včetně České republiky. Jedná se o pramené stružky, potoky, řeky i vodní nádrže s nízkým obsahem živin, hlavně dusíku a fosforu (Carlson, 1977) a soustředěny jsou převážně v severní části kontinentu a v horských oblastech (Tockner et al., 2009).

Oligotrofní vodní prostředí je v současnosti celosvětově silně ohroženo, a to spolupůsobením různých faktorů. Tím nejzásadnějším se jeví změna klimatu, odvodňování a eutrofizace těchto vod, a to zejména kvůli splachu živin ze zemědělských oblastí (Woodward et al., 2010).

3.4 Prameniště

Jako prameniště jsou označovány jedinečné maloplošné ekosystémy (Chytrý et al., 2011), ve kterých se podzemní voda dostává napovrch (Thienemann, 1922) a právě oligotrofní je typickým znakem pro většinu z nich (Cantonati et al., 2006).

Prameniště se obvykle nacházejí v horních částech vodních toků od nížin až do alpského stupně až po nížiny. Mohou se objevovat i roztroušeně kdekoli podél vodotečí v lučních i lesních celcích (Ward et Tockner, 2001). Většinou se jedná o izolované, přesto komplexní systémy s charakteristickými vlastnostmi (Ilmonen et Paasivirta, 2005; Cantonati et al., 2006). Hinterlang (1992) označuje prameniště jako azonální biotopy.

Jedním z hlavních faktorů, které odlišují prameniště od ostatních sladkovodních ekosystémů jsou relativně konzistentní abiotické podmínky panující na stanovišti během celého roku (McCabe, 1998). Nejvíce stabilními faktory jsou zde nízká teplota vody a její chemické složení (Williams et Hogg, 1988). V létě jsou teploty oproti terénu značně chladnější, v zimě naopak teplejší (Hájková et Hájek, 2011). Právě stabilně nízká teplota vyvěrající vody a její vysoká okysličenost jsou hlavní faktory, které odlišují prameniště od ostatních mokřadních ekosystémů, kterými jsou např. rašelinště, slatiniště nebo rákosiny (Zechmeister et Mucina, 1994).

Tyto unikátní ekosystémy je možné klasifikovat dle několika kritérií.

Prameniště lze rozdělit dle typu vývěru na limnokrénní, rheokrénní a helokrénní (Thienemann, 1922; Pavlovskij et Žadin, 1965; Hynes, 1970). Limnokrénní prameniště se vyznačují tvorbou tůňek s trvalou hladinou vody, ze kterých voda následně odtéká (Obr. 1). Rheokrénní prameniště vyvěrá v pramennou stružku a rovnou odtéká a helokrénní prameniště vyvěrá napovrch jako pramenný mokřad o různých velikostech, který často vytváří bažinnou nebo podmáčenou louku (Thienemann, 1922).

Se vzdáleností od vývěrů většinou klesá pH v důsledku splachování organického materiálu a vymývání vodíkových iontů, zpomaluje se intenzita proudění a zmenšuje se prokysličením vody, což se odráží ve složení vegetace (Hájková et Hájek, 2011). Díky odplavování organického materiálu je znemožněna sukcese rašeliništní vegetací.

Prameniště je také možné rozdělit podle průtoku a vývěru vody dle časové periody, průtok je totiž významným disturbančním činitelem (von Fumetti et al., 2006). V permanentních prameništích se průtok zpravidla během roku mění jen nepatrně, větší bývá na jaře a v létě, snižuje se na podzim a v zimním období je nejnižší, neboť nedochází ke vsakování vody do podzemí (van Everdingen, 1991).

Rychlost a stálost průtoku má vliv na další abiotické podmínky prostředí pramenišť, například na teplotu, mineralizaci, nebo velikostní složení substrátu (Mori et Brancelj, 2005).

Z hlediska obsahu vápníku ve vodě se v prameništích s jeho vysokým obsahem usazuje uhličitan vápenatý (CaCO_2), který vytváří takzvané pěnovcové inkrustace. Na podloží z krystalických silikátových hornin k tvorbě pěnovců nedochází (Králová et Melichar, 2009). Dalším významným faktorem pro prameniště je i reakce vody, která je určována především vápnitostí podloží, obsahem oxidu uhličitého a srážkami, způsobujícími přísun nitrátů a síranů. Zvláště na prameništích je ovlivňována také prokysličením vody, které ji zvyšuje (Tahvanainen et Tuomala, 2003), a proto má proudící prameništní voda zpravidla vyšší pH.

3.4.1 Vegetace na prameništích

Prameniště jsou dle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al., 2011) označována písmenem R a jsou dělena do 5 biotopů:

R1.1 Luční pěnovcová prameniště

R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnovce

R1.3 Lesní pěnovcová prameniště

R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnovce

R1.5 Subalpínská prameniště

Jak bylo uvedeno, prameniště jsou ovlivňována celou řadou abiotických faktorů, díky čemuž je druhová skladba vegetace v těchto lokalitách vysoce proměnlivá. Prameništní vegetace je fytoecologicky řazena do třídy *Montio-Cardaminetea* Br.-Bl. et Tüxen 1943, která je rozšířena po celé Evropě, přičemž častější je ve vyšších nadmořských polohách s vlhčím klimatem (Hájková et Hájek, 2011).

Třída *Montio-Cardaminetea* je dále členěna do čtyř svazů (Chytrý et al., 2011):

- Vegetace nevápnitých lesních pramenišť – svaz *Caricion remotae*
- Vegetace vápnitých lesních pramenišť – svaz *Lycopodo europaei-Cratoneurion commutati*
- Vegetace subatlantských podhorských nelesních pramenišť – svaz *Epilobio nutantis-Montion fontanae*
- Vegetace nevápnitých alpínských a subalpínských pramenišť – svaz *Swertio perennis-Dichodontion palustris*

Dle Chytrého et al. (2001) se ve studovaném území vyskytuje vegetace nevápnitých lesních pramenišť (svaz *Caricion remotae*) a vegetace vápnitých lesních pramenišť (svaz *Lycopodo europaei-Cratoneurion commutati*).

Mnozí autoři uvádějí, že nejvýznamnějšími faktory ovlivňujícími druhovou skladbu rostlin na prameništích jsou obsahy minerálů a reakce prameništní vody (Persson et Grolle, 1961; Hinterlang, 1992; Hájková et al., 2006).

Podle obsahu minerálů je třída *Montio-Cardaminetea* rozdělována na dva řády (Hadač et al., 1983) – řád *Montio-Cardaminetalia* (Pawłowski et al., 1928) zahrnuje společenstva pramenišť na silikátovém podloží, řád *Cardamino-Cratoneuretalia*

společentva na vápniťm podloží. Ve studovaném území převládá silikátové podloží (GEOČR50, 2004).

Při stagnaci vody může být vodní reakce ovlivněná fotosyntetickou aktivitou řas a mechorostů (Hájková et Hájek, 2011). Již zmíněná stabilně nízká teplota vody často způsobuje sníženou produktivitu bylinného patra (Dierssen et Dierseen, 2005), čímž jsou obvykle konkurenčně slabší mechorosty zvýhodněny, jelikož jsou schopny efektivně růst a fotosyntetizovat i ve studenější vodě (Bogenrieder et Eschenbach, 1996). Právě proto mechorosty tvoří významnou složku prameništní vegetace (Hájková et Hájek, 2011), velmi často se dokáží uchytit i v prameništích s větším sklonem (Pentecost et Zhang, 2006). Obvykle tak určují fyziognomiku na prameništi a pro hodnocení fytoecnologických snímků se někdy hodnotí samostatně, jako tzv. bryocenóza (Šoltés, 1989; Dierssen, 1996). Mechorosty jsou také označovány za mokřadní specialisty, protože na prameništích vytvářejí specifickou mikrofaunu (Cantonati, et al. 2006). Jedná se převážně o druhy *Cratoneuron*, *Palustriella*, *Philonotis* a *Scapania*. Nejen mechorosty, ale i některé játrovky jsou indikátory kvality prostředí (Hájková et Hájek, 2011). Příkladem druhu, který dokáže indikovat acidifikaci, je játrovka *Scapania undulata* (Audorff et Beierkuhnlein, 1999). Na těžké kovy ve vodním prostředí může ukazovat přítomnost druhu játrovky *Fontinalis antipyretica* (Cenci, 2000).

Jak již bylo zmíněno v úvodu kapitoly, z hlediska obsahu živin je prostředí prameništ oligotrofní, s nízkým obsahem fosforu i anorganického dusíku (Cantonati et al. 2006), nicméně obsah živin může být výrazně ovlivněn atmosférickou depozicí nebo splachem z polí. To může mít za následek poměrně rychlou reakci bylinného patra, a to rozrůstáním dvouděložných rostlin na úkor konkurenčně slabších mechorostů (Hájková et Hájek, 2011). Zejména v lesních prameništích je limitujícím faktorem světlo, proto se cévnaté rostliny musely adaptovat na jeho nedostatek (například *Chrysosplenium oppositifolium*), případně rostou brzy na jaře, než se stihnou stromy olistit (například *Cardamine amara* subsp. *amara* et *austriaca*) (Beierkuhnlein et Gräsle, 1998).

Na prameništích převažují především helofytní (bahenní rostliny) a hygropytní (rostliny zamokřených půd) druhy rostlin. Díky jejich výskytu v nízkých teplotách lze tyto druhy rostlin označit za stenotermní (Hájková et Hájek, 2011). Častěji se vyskytují druhy rodů *Cardamine*, *Carex*, *Chrysosplenium*, *Epilobium*, *Glyceria*, *Montia*, *Petasites*, *Stellaria* a *Viola*.

Charakteristika prameništých společenstev rostlin je určena velikostí studované plochy. Jak bylo uvedeno, na menších plochách se objevuje třída *Montio-Cardaminetea*, zatímco při studiu větší plochy se mohou do snímku dostat i stromy. Fytocenologický snímek je tak je následně přiřazen k lesní vegetaci, např. k olšinám svazu *Alnion incanae*. Svazy třídy *Montio-Cardaminetea* se ale nevyskytují na každém prameništi. Na podhorských prameništích může zvýšený přísun živin a nestálý vodní režim znamenat výskyt vegetace svazu *Calthion palustris*. Slatiništní a rašelinná vegetace třídy *Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae* se může objevit v místech, kde vlivem slabšího proudění dochází k akumulaci organického materiálu. Na vápnitým podloží v nižších polohách je tato vegetace řazena do svazu *Caricion davallianae*, zatímco v subalpínských polohách často přechází k některým asociacím svazu *Caricion canescenti-nigrae*, v České republice zejména k asociacím *Bartsio alpinae-Caricetum nigrae* a *Calliervo sarmentosi-Eriophoretum angustifolii* (Hájková et Hájek, 2011).

Stoupající vzdálenost od vývěru znamená i změnu abiotických faktorů, což způsobuje, že prameništní vegetace je postupně nahrazena rostlinnými druhy slatinišť a rašelinišť. V subalpínském stupni se také v okolí pramenů mohou vyskytovat produktivnější vysokobylinné vegetace třídy *Mulgedio-Aconitetea* (Tahvanainen et al., 2002; Økland et al., 2021).

3.4.2 Význam pramenišť a jejich management ve studovaném území

Přirozený a zdravý stav prameništní vegetace je jedním z nejdůležitějších aspektů pro perlorodku říční, neboť právě prameništní vegetace (mimo jiné zdroje detritu) vytváří velmi úživný a kvalitní detrit, kterým se perlorodka živí (Simon et al., 2018). Podrobněji jsou potravní nároky perlorodky rozebrány v následující kapitole. Ve studovaném území se nacházejí prameniště, která jsou ohrožena různými faktory, např. se nachází ve smrkových monokulturách, kde jsou ohrožena silným celoročním zástínem nebo historickým odvodněním a následnou degradací, dále šířením konkurenčně silnějších nebo invazních druhů rostlin a místy jsou devastována pastvou dobytka. To má za následek narušení funkce prameniště jakožto zdroje kvalitního detritu, neboť detrit z takovýchto pramenišť není pro perlorodku úživný (Záchranný program, AOPK ČR, 2013) nebo vůbec nedoteče poškozenou říční sítí do hlavního toku.

Revitalizace šumavských pramenišť probíhá již od devadesátých let minulého století a za cíl si klade hlavně rušení odvodňovacích kanálů a obnovu mokřadů (Bufková, 2012). Výsledkem revitalizace je obnovení přirozeného napojení pramenů na říční síť, obnova mokřadních lokalit a následně probíhá monitoring vegetace. Díky informacím o stavu prameništní vegetace je možné posoudit jejich kvalitu, což je jedním z cílů této diplomové práce.

3.5 Obnova a hodnocení managementových úprav lučních a lesních ekosystémů

Za prvotní snahu o obnovení travinného společenstva (a obnovu jako takovou vůbec) je považována obnova tzv. Curtys-Prairie ve Wisconsinu, kterou v roce 1936 inicioval americký vědec Aldo Leopold (Ryba, 1999). Reagoval tak na velkoplošné rozorání vysokolébelských prérií a následných prachových bouří. Tento pokus je dosud aktivní. V evropských zemích byla obnova pastvin a luk prováděna nejdříve v Anglii a Holandsku, ve kterých byla krajina nejvíce pozměněna intenzivní zemědělskou činností (Prach, 2015). V současnosti probíhá obnova ve většině vyspělých evropských zemí (Kiehl et al., 2010).

V České republice byly snahy o obnovu ekosystému zahájeny koncem 80. let 20. století (Staponites et. al., 2021), s výjimkou předchozích spíše ojedinělých ochránářských managementů (Prach, 2015). Především byla zatravňována přebytečná orná půda, což bylo v drtivé většině prováděno nevhodnými, druhově chudými, komerčními směsmi, a nelze tedy mluvit o ekologické obnově. Cílená ekologická obnova prostřednictvím druhově bohatých regionálních travních směsí probíhá dosud jen v Bílých Karpatech (Jongepierová, 2008).

Od roku 1993 zakládali autoři Blažková a Hruška v nivě Blanice tři série trvale monitorovaných ploch s cílem zvýšení zastoupení trav, hlavně eutrofní psárky luční (*Alopecurus pratensis*). První v homogenních porostech s dominantní ostřicí (*Carex brizoides*), druhou s výskytem *Urtica dioica* a třetí v sušší kostřavové louce bez výrazného zastoupení *Carex brizoides* (*Trifolio-Festucetum rubrae*) a bez výrazné dominanty. V těchto TMP byly vypracovány fytoecologické snímky a následně testovány různé typy managementu, přičemž některé čtverce byly hnojeny, koseny a některé byly ponechány samovolnému vývoji. U některých TMP byla odebírána biomasa. Na základě výsledků chemických rozborů biomasy zjistili, že pro obnovu luk

z ostřicových lad nestačí jen seč a sklizeň porostu, protože klesá produkce biomasy, čímž se stanoviště ochuzuje a do porostu pronikají pcháče. Pro úspěšnou obnovu přirozených luk zejména na chudších písčitých půdách je třeba po sklizni porosty přihnojovat, a to ideálně kompostem, a seč je nutná dvakrát ročně. Dvojitá seč nedecimuje nízké, plazivé a výběžkaté druhy, jejichž biomasa bývá sečí jen málo postížena a naopak zvýšená světelnost po seči podporuje jejich růst.

Následný monitoring vegetace ukázal, že management dvojitá seče s přihnojováním vedl během deseti let k návratu výchozího lučního společenstva *Polygono bistortae-Cirsietum heterophylli*. Samotná seč sice způsobila růst počtu druhů, ale ostřice zůstávala dominantou a edifikátorem, klesala produkce nadzemní biomasy a stanoviště se ochuzovalo o živiny. Pět let po opětovném skončení seči velká část nově přistoupivších druhů v porostech sice ještě přetrvávala, ale obnovený nástup *Carex brizoides* znamenal rychlý návrat ke společenstvu lad as. *Cirsio heterophylli-Caricetum brizoidis* (Blažková, 2010).

Fiala et al. (2015) se zabývali dvěma experimenty, přičemž studovali vliv zvýšené dostupnosti živin a potenciální změnu klimatu představovanou sníženým/zvýšeným úhrnem srážek na vegetaci lučních společenstev. Zjistili, že v lučních společenstvech dochází poměrně rychle ke změnám druhového složení, chemismu a mikrobiální aktivity v půdě v závislosti na změně srážkového, vodního a živinového režimu, nejvýrazněji v ekosystému suchých acidofilních trávníků, které jsou nejvíce ohroženy celkovou degradací. Navrhli proto způsob managementu na suchých loukách, které jsou nejvíce ohroženy expanzí třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*). Jako nejvhodnější způsob autoři uvádějí rotační pastvu smíšeného stáda ovcí a koz s rychlým přeháněním, aby došlo k exportu živin, a to hlavně dusíku a současně se omezilo sycení společenstva dusíkem spojeným s vyměšování zvířat. Rovněž uvádí, že je vhodné doprovázet extenzivní pastvu kosením s odstraněním biomasy, které efekt exportu živin ještě znásobí (Fiala et al., 2015).

Obnovou lesních porostů se v České republice i celosvětově zabývá nespočet autorů, kteří reagují na degradaci lesů v důsledku těžby, degradací, erozí, narušováním diverzity atd. Hodnocení managementu lesních mokřadních porostů z hlediska vegetace však dosud prováděno nebylo. Vegetací vybraných lesních a nelesních pramenišť a mokřadních lokalit Krkonoš se zabývala Svobodová (2021), diverzitu vyšších cévnatých rostlin jihomoravských lužních lesů studovali Řepka a Maděra

(2015), nicméně autoři se nezabývají hodnocením managementových úprav jako takových. V oblasti Šumavy jsou některá lesní prameniště silně antropogenně degradovaná.

Co se týče vyhodnocení stavu pramenišť a prosvětlovacích úprav kolem vodotečí z hlediska vegetace, doposud takové studie nebyly publikovány. Pro účely zjištění stavu vegetace pramenišť a efektu provedených prosvětlovacích úprav v NPP Blanice a Prameniště Blanice není metodicky následována žádná studie, jedná se v této DP o prvotinu.

3.6 Charakteristika zájmového území – NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice

3.6.1 NPP Blanice

Národní přírodní památka Blanice byla vyhlášena Okresním národním výborem v Prachaticích v roce 1989, poté byla rozšířena v roce 1992. Nachází se v Jihočeském kraji, v okrese Český Krumlov a rozkládá se mezi obcemi Křišťanov, Volary a Zbytiny (Obr. 2). Celková výměra ZCHÚ zaujímajícího horní tok řeky Blanice je 291,2 hektarů s ochranným pásmem o velikosti 5443,5 hektarů, do kterého patří téměř celá pramenná oblast řeky Blanice. ZCHÚ je součástí Ptačí oblasti Boletice a CHKO Šumava a výškově se nachází v 744–900 m n. m. Předmětem ochrany dle Plánu péče o ZCHÚ je pramenná oblast řeky Blanice s největší středoevropskou populací perlorodky říční (*Margaritana margaritifera*) a oblast s vysokými přírodními hodnotami se zastoupením málo ovlivněných, vodních, lučních, rašelinných a lesních společenstev.

3.6.2 NPP Prameniště Blanice

Národní přírodní památka Prameniště Blanice byla vyhlášena Ministerstvem životního prostředí v roce 2008 a navazuje na NPP Blanice. Nachází se v Jihočeském kraji, v okresu Prachatice a v obcích Křišťanov, Volary a Zbytiny (Obr. 2). Celková výměra ZCHÚ je 222 hektarů a ochranného pásma 6,6 hektarů. Stejně jako NPP Blanice je i NPP Prameniště Blanice součástí CHKO Šumava a ptačí oblasti Boletice. Území leží v nadmořské výšce 810–1015 m.

Předmětem ochrany je biotop a populace kriticky ohroženého druhu perlorodky říční, zejména raná vývojová stadia na prameništích řeky Blanice s mokřinami a prameništní vegetací a s rozsáhlou hydrografickou sítí mělkých pramenných stružek.

V obou ZCHÚ se vyskytuje asi 10 000 adultních jedinců a neurčený počet juvenilních jedinců perlorodky (Simon et Horáčková, 2021). Mezi nejhodnotnější ekosystémy z pohledu perlorodky v NPP Blanice a Prameniště Blanice patří luční a lesní prameniště helokrenového typu (R1), luční a lesní prameniště a pramenné stružky reokrenového typu (R1), makrofytní vegetace vodních toků (V4), společenstva drobných oligotrofních vodních toků (V4), mokřadní vrbiny (K1), střídavě vlhké

Dle Plánu péče pro ZCHÚ 2012–2024 je hlavním cílem ochrany:

- zachování a zlepšení stavu oligotrofního povodí (xeno- až oligosaprobita) a mozaikovitě struktury niv a navazující krajiny, které vytvářejí vhodné podmínky prostředí daného toku pro život perlorodky říční
- zlepšení chemických a fyzikálních parametrů vodního prostředí ve znečištěných částech povodí,
- obnova narušených částí říční sítě antropogenními zásahy
- zachování životaschopné populace perlorodky říční a podpora přirozeného vývojového cyklu druhu

3.7 Historický vývoj a současný stav biotopu perlorodky říční ve studovaném území

Území NPP Blanice a NPR Prameniště Blanice bylo již od 14. století různě hospodářsky využíváno. Přirozeně se v údolní nivě řeky Blanice a jejích přítoků vyskytoval luh olše šedé se smrkem, břízami, jedlí a javorem klenem. Na přilehlých svazích a plošinách rostly směsi buku, smrku, jedle a javoru klenem s příměsí dalších dřevin, jako je borovice, bříza, osika, jasan, jeřáb (AOPK, 2013).

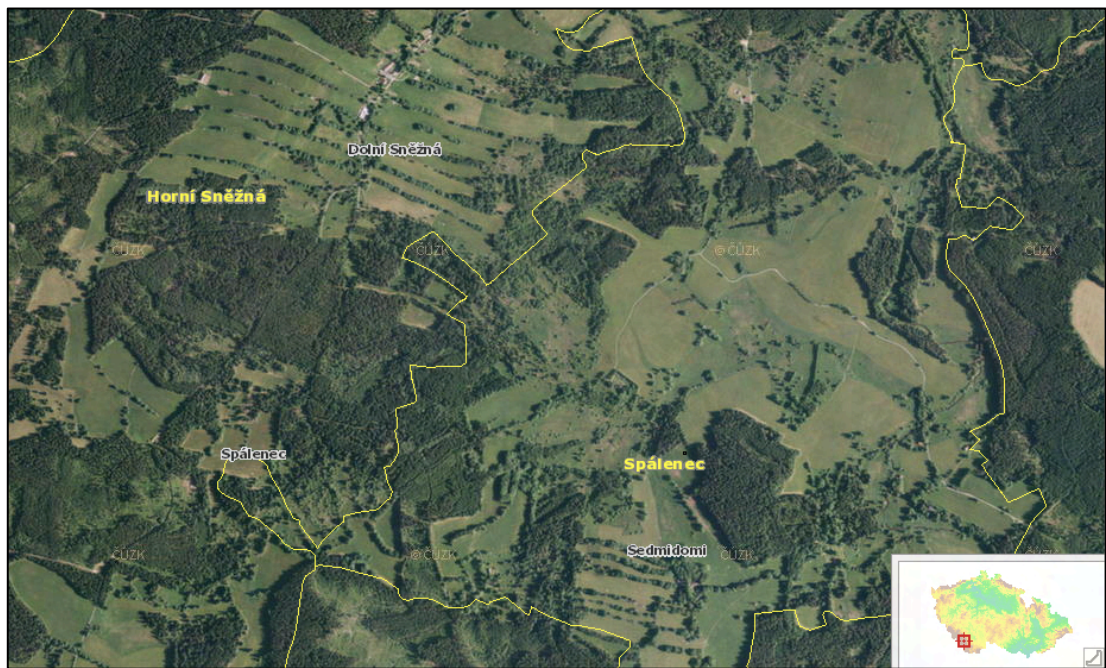
3.7.1 Lesní porosty

První zmínky o osidlování oblasti a následné těžby dřeva z původních smíšených lesů pochází z roku 1359, kdy byla založena sklárna Sklenarzowa Lhota (u Cudrovic). V průběhu století zde bylo budováno a rušeno podobných skláren ještě několik, lesy na území tak byly nejen selektivně těženy, ale i odlesňovány za účelem zisku orné půdy, luk a pastvin (Anděra et Zavřel, 2003). K nejrozsáhlejšímu odlesnění v území došlo na přelomu 19. a 20. století (rozsah již snižujícího se bezlesí k r. 1953, které způsobilo nejen zvýšení teploty vody, ale i dostatek světla pro flóru pramenišť a dalších bezlesých biotopů. Z tohoto důvodu se populace perlorodky mohla rozšířit až do nadmořských výšek 700–800 m n. m., neboť její rozmnožování závisí mj. i na teplotě vody v sezóně (Simon et al., 2018).

Lesní porosty na svazích nevhodné pro ornici nebo pastvu byly po odtěžení často znovu osázeny, a to nevhodnými smrkovými monokulturami (porovnejte Obr. 3 a 4).



Obr. 3: Ortofoto mapa zámovného území, 1953, zdroj: ČÚZK, 2023.



Obr. 4: Ortofoto mapa zámovného území, 2023, zdroj: ČÚZK, 2023.

Smrkové porosty způsobily nejen celoroční zvýšení zástínu, ale i úbytek kvalitního detritu pro perlorodku. Opad z jehličí totiž vytváří jeden z nejméně úživných detritů vůbec (Hruška, 1995). K vysazování smrku na nezalesněných plochách docházelo ještě ke konci 20. století a pro pěstování lesa byla většina území odvodňována, čímž byla zničena mnohá prameniště s prameništní flórou i pramenné stružky reps. Jemná říční síť, která dávala společně s ekologicky hospodářsky využívaným bezlesím těž vzniknout kvalitní potravě perlorodek – detritu, a to až do druhé světové války. Od

druhé poloviny 20. století došlo k výrazným změnám v lesním i zemědělském hospodaření, které vznik kvalitního detritu značně snížily.

3.7.2 Zemědělské plochy, louky a pastviny

Nevyužívané odlesněné plochy (hlavně louky a pastviny) začaly vlivem spontánní sukcese opět zarůstat v druhé polovině 20. století (Prach, 2015). Důvodem byl pokles intenzity osídlení oblasti a s ním související upuštění od klasického hospodaření, díky kterému byla krajina tvořena mozaikovitě lučinami, pastvinami, mezemi a drobnými poli. Dřívější způsob hospodaření rovněž nezahrnoval užívání minerálních hnojiv a toxických cizorodých látek, takže by se dal považovat za ekologický, nicméně již v 19. století vzniklo mnoho odvodňovacích příkopů a struh za účelem obhospodařování zamokřených ploch. I tento šetrnější způsob hospodaření se tak v různých aspektech na tamní přírodě a krajině podepsal.

Iniciativa českého vnitrozemí o znovuosídlení oblasti nebyla příliš úspěšná a lidé se začali vracet až kolem roku 1970. Zemědělská činnost sice byla obnovena, nicméně mezi lety 1970–1990 byl kladen důraz na rozšíření plochy orné půdy, sloučení pozemků a také jejich systematické odvodňování (Prach, 2015). Kvůli tomuto velkovýrobnímu využívání zemědělských pozemků, které zahrnovalo intenzivním hnojení, aplikování pesticidů a mechanizace byla oblast zatížena erozí, eutrofizací a znečištěním vod říční sítě. Biotop perlorodky se z těchto důvodů zásadně pozměnil. Na začátku 80. let 20. století žily například v Tetřívčím potoce (pravostranný přítok Blanice) desítky adultních jedinců perlorodky, avšak koncem 80. let byl však tok silně zatížen splachy z odvodněných a intenzivně hnojených polí a extrémním množstvím erozních splavenin, což vedlo k vymizení populace v toku. I přes zavedení ochranného režimu a zatravnění pozemků v roce 1991 se adultní jedinci v toku dosud neobjevili (Stapotines et al., 2021).

Koncem 90. let 20. století a začátkem 21. století došlo k další výrazné změně v užívání zemědělských ploch. Majitelé a nájemci se zaměřili na chov skotu, ovcí a orná půda byla zatravněna. Některé oblasti (vodoteče a mokřady včetně pramenišť) však nebyly řádně oploceny, čímž došlo k jejich devastaci dobyt看em. Skot, ovce a další dobytek rozdupaly mokřadní plochy a prameniště, což často způsobilo umělý rozliv, místo aby voda odtékala pramennými stružkami dále do říční sítě i s detritem.

V území také převažoval extenzivní luční management, což zahrnovalo sečbu dvakrát ročně. Protože se stále jednalo o území s nízkou přirozenou úrodností, docházelo k častému šíření plevelů, na které byly užívány herbicidy. Ty se poté dostávaly do vodního prostředí a způsobily najednou úhyny juvenilních perlorodek v hlavním toku, a to i těch ze záchranného odchovu.

3.7.3 Odvodňování, regulace vodních toků a erozní činnost

K výčtu negativních jevů ovlivňujících perlorodku je nutné přidat zisk hospodářských pozemků odvodňováním přirozeně podmáčených stanovišť. Vysoušení mokřadů, helokrenních pramenišť, stružek a slatinišť bylo nejčastěji prováděno odvodňovacími příkopy a kanály. V zájmovém území jsou právě tato helokrénní prameniště hlavním zdrojem detritu, který je ke koloniím perlorodek v Blanici splavován právě drobnými stružkami a potoky (Simon et al., 2018). Tato síť potůčků a stružek byla plošnou meliorací polí a luk v minulosti silně narušena, podzemní voda byla svedena hlouběji do trubních systémů, čímž byla studenější a byl znemožněn další vývoj mokřadní vegetace. Odvodňování probíhalo i v lesních pozemcích, což způsobilo nárůst hloubkové eroze. Přesto, že v současnosti se nové odvodňovací systémy nezřizují, na mnoha místech jsou v těchto ekosystémech erozní procesy dodnes zdrojem jemnozrnných splavenin (Obr. 5), zejména na svažitých terénech (Simon et al., 2018).



Obr 5: Jemnozrnné splaveniny usazující se při břehu Tetřívčího potoka, žlutě vyznačené zmlazení olší z kořenového systému. foto: Barbora Tomešová, 18. 6. 2023.

3.7.4 Expanze nežádoucích rostlinných druhů

Dalším problémem souvisejícím s opuštěním lučního hospodaření na současných ladech je rozsáhlé šíření ostřice třeslicovité (*Carex brizoides*) a aktuálně i chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*) na úživnějších stanovištích,

Ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*) je původní lesní druh zejména prosvětlených olšin a doubrav. Na vlhkých, ale drenovaných, živinami spíše chudších půdách proniká ostřice v druhé expanzní fázi (Blažková, 2010) do bezlesí už neobhospodařovaných lučních porostů a stává se postupně dominantou a zároveň i edifikátorem, který do značné míry spoluurčuje vlastnosti stanoviště (Blažková, 2010). Expanzivní šíření chrastice i ostřice má zásadní dopad na tvorbu kvalitního detritu, protože oba druhy vytvářejí monodominantní porosty, čímž je znemožněn výskyt méně konkurenceschopným druhům rostlin, z nichž dříve v pramenných stružkách procházející loukou kvalitní detrit vznikal. Blažková a Hruška (1999) popisují, že detrit z lad degradovaných ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) je pro juvenilní perlorodky naprosto neúživný. Simon et al. (2018) předpokládají, že obdobně tomu bude i u chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*).

Nepříznivě na kvalitu detritu pro juvenilní stadia perlorodky rovněž působí opad z porostů tužebníku jilmového (*Filipendula ulmaria*) a medýňku měkkého (*Holcus mollis*), dominující porosty těchto druhů se ale v horní nivě Blanice vyskytují jen místy, převážně při ústí bočních potoků do nivy a u pramenišť. V lučních porostech je jejich vliv zanedbatelný (Blažková et Hruška, 1999).

3.8 Problematika potravy juvenilních perlorodek ve studovaném území

Jedním z největších problémů současné populace perlorodky na horním toku řeky Blanice je nedostatek kvalitní potravy pro juvenilní stadia (Simon et al., 2018). Dospělí jedinci perlorodky jsou schopni uživit se i méně úživným detritem filtrací, nicméně pro vysoce citlivé juvenilny živící se zpočátku jiným způsobem, a kteří k růstu potřebují vysoce úživný detrit, je tato potrava nevhodná (Kunz et al., 2020). Může to být jedním z hlavních důvodů vysoké úmrtnosti juvenilů v Blanici, přibližně do tří let stáří (Simon et al., 2018).

Jedním z prvních autorů, který se začal zabývat detritem a jeho vlivem na juvenilní stadia perlorodek, byl Hruška (1995). V laboratorních podmínkách porovnával detrity z různých prostředí a zjistil, že přírůstky schránek byly zaznamenány pouze u jedinců

krmených detritem, který nepochází přímo z vodního prostředí (například z řas). Největší přírůstek u juvenilních jedinců zaznamenal při krmení detritem z psárkových a lipnicových luk a vodními makrofyty – stolítku a hvězdoše. Při krmení detritem pocházejícím z prameniště ze smrkové monokultury a ostřicového lada juvenilové nepřirostli téměř vůbec.

Složením detritu se dále zabýval Macháček (2022), který ve své diplomové práci zkoumal obsah vápníku, který juvenilní perlorodky potřebují zejména ke stavbě schránek. Odebíral jemný detrit v povodí horní Vltavy a Blanice, přítocích a prameništích a analyzoval množství dvou forem organického vápníku (citrátu a oxalátu). Zjistil mj. to, že detrit může být zamrazen a následně využit při jeho nedostatku, což může být velmi nápomocné např. v odchovných stanicích. Také zjistil, že perlorodky krmené přemrzlým detritem přirůstaly rychleji, což může být způsobeno rozmělněním portavy ledovými krystaly. Detritem se v současnosti dále zabývá vědecký tým Vojtěcha Macháčka ve Výzkumném ústavu vodohospodářském v Praze. Pro podporu tvorby úživného detritu byly v rámci Záchraného programu perlorodky říční v lokalitě vybudovány tzv. odchovné a reprodukční prvky – dále jen ORP. Jedná se o pomocná polopřírodní boční ramena, ve kterých je tvořen úživný detrit pro juvenilní stadia. Mladí jedinci později samostatně migrují do řek (Simon et al., 2018). Tyto ORP však nemohou zastat tvorbu úživného detritu pro celou oblast, kde se populace nachází. Proto je nutné v prameništích a pobřežních oblastech provádět důsledný management.

Jak již bylo zmíněno v kapitole 3.7.4, hlavním problémem NPP Blanice je sukcese společenstev s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) a chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) na vlhkých květnatých loukách v říčních meandrech a zastínění některých částí stružek smrkovými monokulturami. Luční společenstva, hlavně trávy jako je psárka luční (*Alopecurus pratensis*) a lipnice luční (*Poa pratensis*) vytvářejí v kořenové sféře kvalitní detritus, který je transportován prostřednictvím soustředěného podpovrchového průtoku vody v kanálcích v půdě přímo do intersticiální zóny říčního dna, kde se vyskytují juvenilní jedinci (Boon et al., 2019; Hyvärinen et al., 2022; Schartum et al., 2017). Kořenová biomasa těchto hlubokokořenících trav obsahuje také dostatečné množství vápníku, které juvenilní stadia perlorodky potřebují pro stavbu schránek (Macháček, 2022). Nicméně detrit z ladů, které jsou degradována ostřicí a chrasticí je pro mladé perlorodky zcela neúživný (Hruška, 1995). Hlavním důvodem pro rozšíření těchto druhů rostlin je

změna v obhospodařování luk a pastvin a drenáž (Blažková, 2010). V minulosti byla tato území často kosena, po konci druhé světové války bohužel došlo k pozastavení tohoto typu hospodaření (Blažková, 2010; AOPK, 2013). Na takto opuštěných psárkových a lipnicových loukách nebo vlhkých pcháčových loukách se poté začaly expanzivně šířit kompetičně silnější ostřicové a skřípinové porosty (Jongepierová, 2008). Nejčastěji se tyto porosty šíří vegetativně ze sousedních lesních společenstev (Schreiber et Schiefer, 1985). Ostřice ukládá živiny do svých podzemních orgánů, čímž způsobují oligotrofizaci půdy (Blažková et Hruška, 1999). Rozklad odumřelých rostlin pak probíhá velmi pomalu, suché listy způsobují zastínění dalších rostlin a pod polorozloženým detritem tvořeným z odumřelých částí rostlin vzniká vrstva husté sítě, která je pro většinu rostlinných druhů neobyvatelná (Blažková, 2010).

4. Metodika

Práce se zabývá vyhodnocením stavu vybraných pramenišť a hodnocením změn vegetace po provedených úpravách. Byla proto navržena metodika pro zhodnocení dosavadního stavu prameništní vegetace a dále posouzení stavu před a po provedených prosvětlovacích zásazích. Sledovány byly parametry podrobněji rozepsané v následujících kapitolách.

4.1 Sběr dat

Za účelem posouzení vegetace bylo ve studovaných lokalitách vybráno 30 pramenišť (Obr. 6), ve kterých byly provedeny fytoocenologické snímky pomocí Braun-Blanquetovy stupnice pokryvnosti a hodnocení ploch kolem pramenišť. Seznam všech pramenišť je uveden v příloze 1. Sledováno bylo celkem 23 parametrů pro prameniště a plochy kolem nich a 14 parametrů pro prosvětlené plochy. Jednotlivé snímky byly odměřovány pomocí provázků 3x3 m a 10x10 m přivázaných na dřevěných laťkách se značkou, aby byly dobře viditelné a zároveň lehké (Obr. 7). Všechny sledované parametry byly zapisovány do předem připraveného protokolu (Obr. 8).

Jako poslední byl odhadnut budoucí vývoj prameniště z hlediska možné sukcese nebo jiného vlivu (např. antropogenního). Celkem bylo sledováno a zaznamenáváno 23 parametrů v protokolu (Obr. 8).

4.1.1 Sběr dat na prameništích

Na 30 vybraných prioritních prameništích v obou NPP (Obr. 6; Příloha 1) byly snímány fytoocenologické snímky o velikosti 3x3 m ve tvaru čtverce za pomoci předem připravených provázků o stejné délce 3x3 m, přivázaných k dřevěným výrazně označeným latím (Obr. 7). Toto platilo na všech lokalitách s výjimkou několika přírodních i uměle vytvořených odtékajících pramenišť připomínající tvarem příkop. Taková prameniště byla snímána po směru toku, kde tvar snímku byl obdélníkový nebo lichoběžníkový a kopíroval tvar prameniště. Jako první tedy byly vždy stanoveny rozměry a tvar jednotlivých snímků. Pro zhodnocení stavu pramenišť bylo potřeba zaznamenat vyjma fytoocenologických snímků i co nejvíce základních i detailních údajů o studovaných plochách (datum snímku, souřadnice, nadmořská výška, expozice ke světovým strnám, sklon aj.; viz Obr. 8). Zapisována byla viditelnost a velikost vodní

hladiny bez vegetace, mocnost prameniště (hodnoceno dle hloubky propadu při pochůzce), zdali je v prameništi patrný antropogenní vliv a pokud ano, tak jaký (např. jestli bylo prameniště odvodněno uměle vytvořeným příkopem nebo jestli se nachází poblíž pastvin či jiného bodového zdroje znečištění).

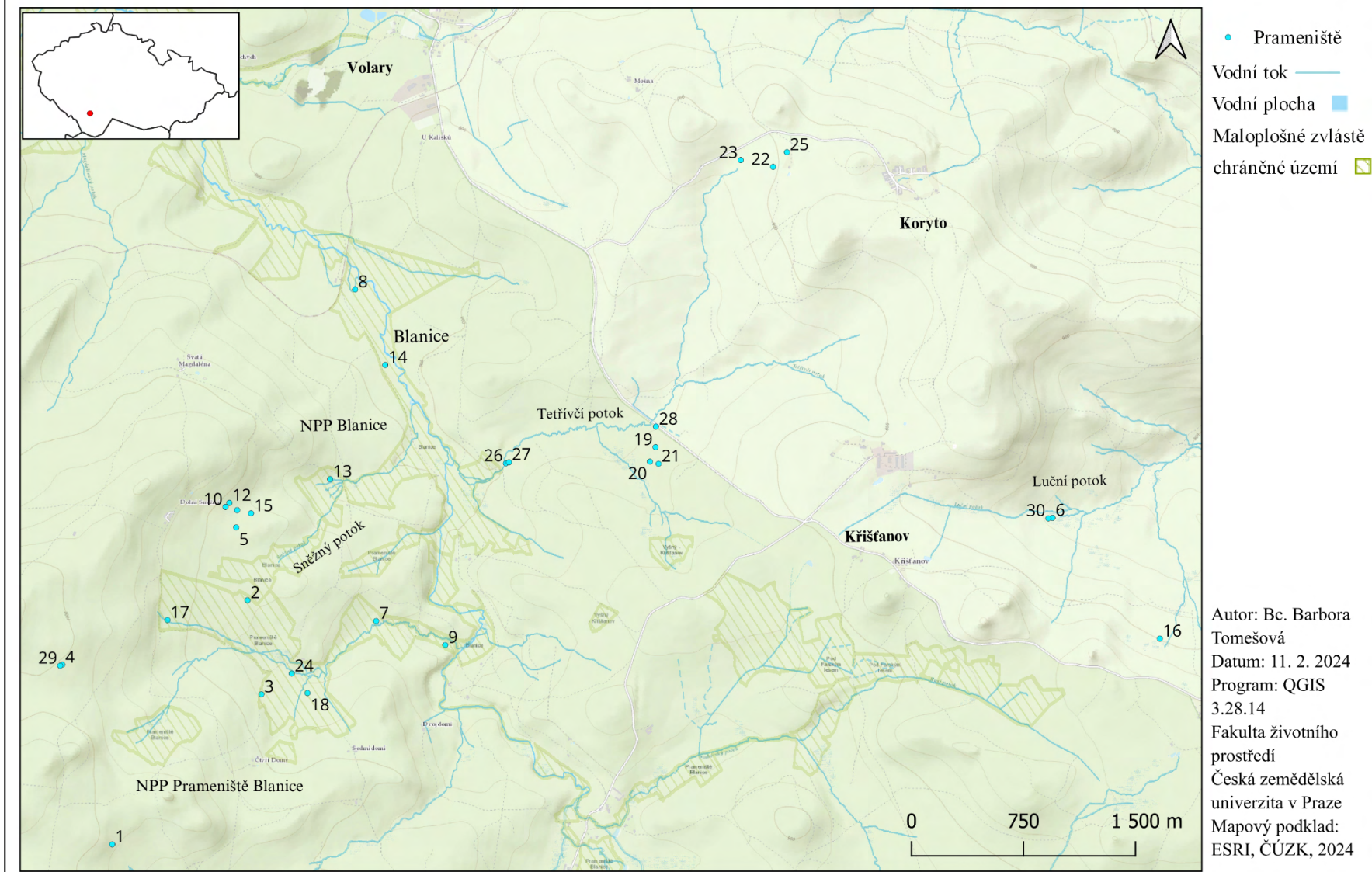
Dalším sledovaným parametrem byla hodnota konduktivity (vodivosti), díky které bylo možné posoudit, jeli prameniště znečištěné, nebo jestli vykazuje obvyklé hodnoty. Konduktivita i teplota vody v prameništích byla měřena pomocí přístroje WTW Cond 340i Set with TetraCon 325 (Obr. 9) ponořením sondy do volné hladiny prameniště. V případě prameništních mokřin v rozlivu bylo nalezeno místo, které je s největší pravděpodobností vývěr a sonda byla položena do něj. Měření bylo prováděnou jednou.

Dalším sledovaným parametrem byla světelnost plochy, resp. procento zástinu na ploše, jelikož míra světelnosti je jeden z hlavních faktorů určujících složení vegetace v lokalitě (Jelaska et al., 2006). Škála hodnocení pro zástin byla od 0-5, přičemž: 0 – plný osvit, 1: 0-19 % zástinu, 2: 20–39 % zástinu, 3: 40–59 % zástinu, 4: 60–79 % a 5: 80-100 % zástinu. Také bylo zaznamenáváno, zdali je zástin způsoben listnáči, jehličnany nebo smíšeným lesem (tzn., jestli je zástin na lokalitě jen od jara do podzimu, nebo celoročně) a z jakých světových stran zastínění přichází. Zaznamenáváno bylo i druhové složení okolních porostů dřevin kolem prameniště, které mohou stínit v budoucnu apod. Sledována byla i přítomnost mrtvého dřeva, které může způsobovat rozkladem nárůst živin v lokalitě, přičemž byla kategoricky rozdělena do čtyř skupin: 0 – žádné mrtvé dřevo, 1 – drobné větvičky do průměru do 5 cm, 2 – silné větve nad 5 m a 3 – velké množství velkých kmenů (klád). Podobně byly z hlediska stáří a rozkladu rozděleny a byl sledován jejich počet. Pařezy byly zaznamenávány z důvodu sledování prosvětlovacích úprav a hodnoceny byly následovně: 0 – žádné, 1 – evidentně nové pařezy, 2 – starší pařezy s kůrou, 3 – staré tlející pařezy bez kůry. Také byla zaznamenávána pozice mrtvého dřeva, zdali je stojící nebo ležící a sledován byl i počet stromů na prameništi a průměr jejich kmene.

K posouzení, zdali je v lokalitě fungující síť pro transport detritu byla zaznamenávána napojenost prameniště na vodoteč a zdali vlastní vývěr odtéká nebo stagnuje.

Jako poslední byl odhadnut budoucí vývoj prameniště z hlediska možné sukcese nebo jiného vlivu (např. antropogenního). Celkem bylo zaznamenáváno 23 parametrů, které shnuje terénní protokol (Obr. 8).

Hodnocená prameniště v NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice v dubnu a květnu 2023



Obrázek 6: Hodnocená prameniště v NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice v dubnu a květnu 2023, N=30.



Obr. 7: Vyměření pomocí provázků 3x3 m a 10x10 m na prameništi č. 1 – Pod drnem, foto: Barbora Tomešová, 17. 6. 2023.

4.1.2 Sběr dat na plochách kolem pramenišť

Kolem vlastních pramenišť probíhal ještě sběr dat zachycující především stav a složení vegetace na plochách 10x10 m, kde sice nebyly prováděny detailní fytoecologické snímky, ale byly zaznamenávány druhy dřevin – počet a průměr, jejichž zástin nebo opad by mohly mít na prameniště vliv a mnohé další parametry (viz Obr 8), např. procento zmlazení do 0,5 m a nad 0,5 m výšky stromu (v některých případech procento zarůstání u dřevin, které nezmlazují), dále počet dřevin s průměrem kmínku nad 2 cm, neboť zmlazení a zarůstání mladými semenáčky a náletem má následně vliv na složení vegetace nižších vegetačních pater.

Ze stejného důvodu jako u hodnocení pramenišť byla zaznamenávána přítomnost mrtvého dřeva, počet a stáří pařezů dle stejných kategorií jako pro prameništní plochy, dále také možný antropogenní vliv, jako je např. odvodnění lokality uměle vytvořenými příkopy, skládka mrtvého dřeva v ploše nebo zdali se plocha s prameništěm nachází poblíž pastvin. Na základě zjištěných informací byl odhadnut možný budoucí vývoj v ploše kolem prameniště, zdali se bude jednat o přirozené fungování prameniště a plochy kolem něj, nebo zdali hrozí např. eutrofizace, zarůstání dřevinami či expanze/invaze nežádoucích rostlinných druhů.

Prameniště 3x3 m		Lesní plocha - čtverec 10x10 m	
Lokalita: 1 - Pod drnem (HorŠn40c)	Datum: 17. 6. 2023	Mrtvé dřevo:	Pařezy:
Souřadnice: 48.8923353 13.948583	Zapsal/a: TOMESOVA B.	0 žádné	0 žádné
Foceno: 3x3 m ✓ 10x10 m ✓		1 drobné větve do Ø 5 cm	1 nové
Číslo snímku: 1	Konduktivita: 23 µS/cm	2 silné větve nad Ø 5 cm	2 starší s kůrou
Vodní hladina: 10%	Teplota vody: 6,2 °C	3 velké klády, velké množství	3 bez kůry
Volná plocha snímku bez vegetace: 0%		Mrtvé dřevo: stojící / ležící	Počet stromů ve čtverci: 3
Velikost prameniště (3x3 m): líceho bedniča podle taluv		Stromy ve čtverci a jejich průměr: Smrky - 40, 52, 10	
Mocnost prameniště (propad): 0,1m		Zmlazení do 0,5 m: 5%	
Expozice plochy: na lesním pádu	Sklon: 4°	Zmlazení nad 0,5 m do Ø 5 cm (u polykormonů jen kmeny širší než Ø 2 cm): 20%	
Nadmořská výška: 982,8 m n.m.	Zástin: 0 1 2 3 4 5	Antropogenní vliv (management): X	
Antropogenní vliv: ne	Zástin: listnáče / jehličnany s V J Z	Budoucí vývoj: bezrozměr	
ano, jaký: X			
Mrtvé dřevo:	Pařezy:		
0 žádné	0 žádné		
1 drobné větve do Ø 5 cm	1 nové		
2 silné větve nad Ø 5 cm	2 starší s kůrou		
3 velké klády, velké množství	3 bez kůry		
Mrtvé dřevo: X stojící / ležící	Počet stromů na prameništi: 0		
Stromy na prameništi a jejich průměr: X			
Vývěr: Stagující / Tekoucí	Napojenost prameniště na vodní tok: Vsakující / Odtéká		
Okolní porosty kolem prameniště: zmlazené vrby, smrky do 1m			
Budoucí vývoj prameniště: přirozený			
Situace na lokalitě:			

Obr. 8: Příklad vyplněného protokolu pro prameniště 1 – Pod drnem, 17. 6. 2023.

4.1.3 Metodika fytocenologických snímků

Fytocenologické snímky vegetace pramenišť byly snímány klasickými metodami (viz např. Moravec et al., 1994). Na vytyčených plochách (obvykle 3x3 m) vybraných pramenišť byly zaznamenávány, pomocí tzv. Braun-Blanquetovy stupnice, pokryvnosti jednotlivých rostlin nalezených na ploše snímku (Moravec et al., 1994). U každé snímané plochy byly rovněž zapsány základní údaje, jako je datum snímku, značení, souřadnice, nadmořská výška, orientace plochy ke světovým stranám, sklon svahu aj. (viz Příloha 1).

Při snímkování byla jednotlivá patra vegetace zapisována samostatně, kde: E3 = stromové patro, E2 = keřové patro, E1 = bylinné patro, E0 = mechové patro. Pro mechové patro byla zaznamenávána jen celková pokryvnost, druhy E0 patra nebyly určovány. Škála pokryvnosti rostlin vychází z následující Braun-Blanquetovy stupnice, hodnotící pokryvnost každé rostliny na snímkové ploše:

r = ojediněle (obvykle 1 rostlina), pokryvnost zanedbatelná

+ = roztroušeně, pokryvnost zanedbatelná

1 = roztroušeně až dosti hojně, pokryvnost 1–5 %

2m = hojně, pokryvnost přibližně 5 % (pro druhy, které se vyskytují s velkou četností ale malou pokryvností (trávy apod.))

2a = pokryvnost 5–15 %

2b = pokryvnost 15–25 %

3 = pokryvnost 25–50 %

4 = pokryvnost 50–75 %

5 = pokryvnost 75–100 %

4.1.4 Ellenbergovy hodnoty a jejich využití

Ellenbergovy hodnoty jsou souborem ekologických indikátorů pro druhy cévnatých rostlin sestavených německým vegetačním ekologem Heinzem Ellenbergem (1913–1997). Tento soubor hodnot je velmi důležitým nástrojem v oblasti vegetační ekologie a ekologie rostlin, jelikož umožňuje popis a hodnocení ekologických nároků rostlin a celých jejich společenstev (Zelený et Schaffers, 2012). Díky fytocenologickým snímkům vegetace a znalosti nároků jednotlivých rostlin v různých parametrech prostředí je tak možné odhadnout podmínky na jednotlivých stanovištích, které by byly jinak obtížně zjistitelné. Ellenbergovy indikační hodnoty (EIH) tedy poskytují systematický rámec pro analýzu faktorů ovlivňujících distribuci a prosperitu rostlinných druhů v různých prostředích. Ellenbergovy indikační hodnoty jsou nejucelenější soubor právě pro západní a střední Evropu (Ellenberg et al., 1992). Systém EIH přiřazuje rostlinným druhům indikační hodnoty z hlediska jejich nároků na škále od 1 do 9 (s výjimkou vlhkosti, která má rozsah 1–12) pro: světlo, teplotu, vlhkost, kontinentalitu, pH půdy a obsah živin. Konkrétně pro flóru České republiky EIH hodnoty jednotlivých taxonů upravili a rozšířili Chytrý et al. (2018) a jsou rozněž volně dostupné v databázi Pladias. Konkrétní hodnoty nelze uvést pro všechny druhy rostlin, jelikož u některých druhů nejsou jejich ekologické nároky známy (v databázi Pladias značka „?“), jiné nevykazují vůči danému faktoru prostředí vyhraněnou reakci („indiferentní“ druhy; v databázi Pladias značka „x“). Je rovněž nutné uvést, že optima jsou stanovená na základě terénních pozorování a odhadů, v některých případech jsou upřesněna i experimentálně (Zelený, 2012; Chytrý et al., 2018). Pro účely vyhodnocení snímků byly použity vážené průměry spočítané v programu JUICE. Cílem použití Ellenbergových indikačních hodnot rostlin a zejména pak vážených průměrů pro abundanci bylo odhadnutí abiotických faktorů na prameništích, které by jinak byly obtížně zjistitelné.

4.1.5 Konduktivita a teplota vody

Hodnota konduktivity je závislá na vodivých látkách obsažených ve vodě, může se jednat např. o kyseliny, zásady a jejich soli (Truman et al., 2005). Nepřímo se tak dá změřit obsah minerálních látek, které se ve vodním prostředí nachází. Jednotou konduktivity je Siemens (S). Simon et al. (2018) uvádí, že typické vody v povodích s perlorodkou říční mají velmi malý obsah rozpuštěných látek (vodivost často pod $40 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$). Limitní hodnota konduktivity určující čistotu vody pro perlorodku říční je stanovena do $70 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ (Absolon et Hruška, 1999). Pro zjištění konduktivity a teploty v prameništích byla sonda ponořena do volné hladiny, v mokřadních prameništích byl vývěr odhanut a měření proběhlo stejně. Hodnoty byly měřeny jednou (Obr. 9).



Obr. 9: Konduktometr pro měření konduktivity a teploty, WTW Cond 340i Set s TetraCon 325, foto: Barbora Tomešová, červen 2023.

4.2 Metodika hodnocení prosvětlovacích úprav

Dle zadávací dokumentace zpracované v souladu se zákonem č. 134/2016 Sb., o zadávání veřejných zakázek, ve znění pozdějších předpisů, pro nadlimitní veřejnou zakázku na služby zadávanou v otevřeném řízení podle § 56 byla v letech 2017 a 2018 předmětem veřejné zakázky managementová opatření na území CHKO Šumava v NPP Blanice (včetně ochranného pásma) a Prameniště Blanice.

Opatření spočívala v činnostech:

1. Prosvětlování – odstranění dřevin podél vybraných vodotečí, do průměru kmene 20 cm, v psáu o šířce 30 m od hrany koryta vodoteče;
2. Stružkování – obnova funkce narušených pramenišť, obnova mokřadních biotopů v blízkosti pramenů a zřizování potravních stružek v biotopu perlorodky říční
3. Luční managementy – kosení pramenišť a podél pramenných stružek spojené s kompostováním travní hmoty a jeho následnou aplikací. Seč byla prováděna kosou na plochách přiléhajících k břehům, na ostatních plochách křovinořezem.

Právě hodnocení efektu vybraných prosvětlovacích managementových úprav (rozsah prací viz Obr. 10) na vegetaci a hodnocení stavu pramenišť z hlediska vegetace v území obou NPP se věnuje tato práce, neboť vyhodnocení těchto opatření z hlediska vegetace dosud nebylo provedeno, přitom je klíčové pro plánování managementu území v příštím plánu péče na roky 2025–2034.

Pro zjištění výsledného stavu ploch s prořezávkami, resp. efektu prosvětlovacích opatření, bylo vybráno 50 lokalit z 10 různých částí/oblastí obou NPP (tzn. 5 hodnocených ploch/lokalit v každé z deseti oblastí). Oblasti byly označeny pracovními názvy následovně: 1 – Nad kapličkou, 2 – Horní Sněžná, 3 – Spálenec, 4 – Pod Spálenecem, 5 – Luční potok, 6 – Křišťanov, 7 – Tetřívčí potok, 8 – Nad Tetřívčím potokem, 9 – Pod Tetřívčím potokem, 10 – Koryto (viz Obr. 11).

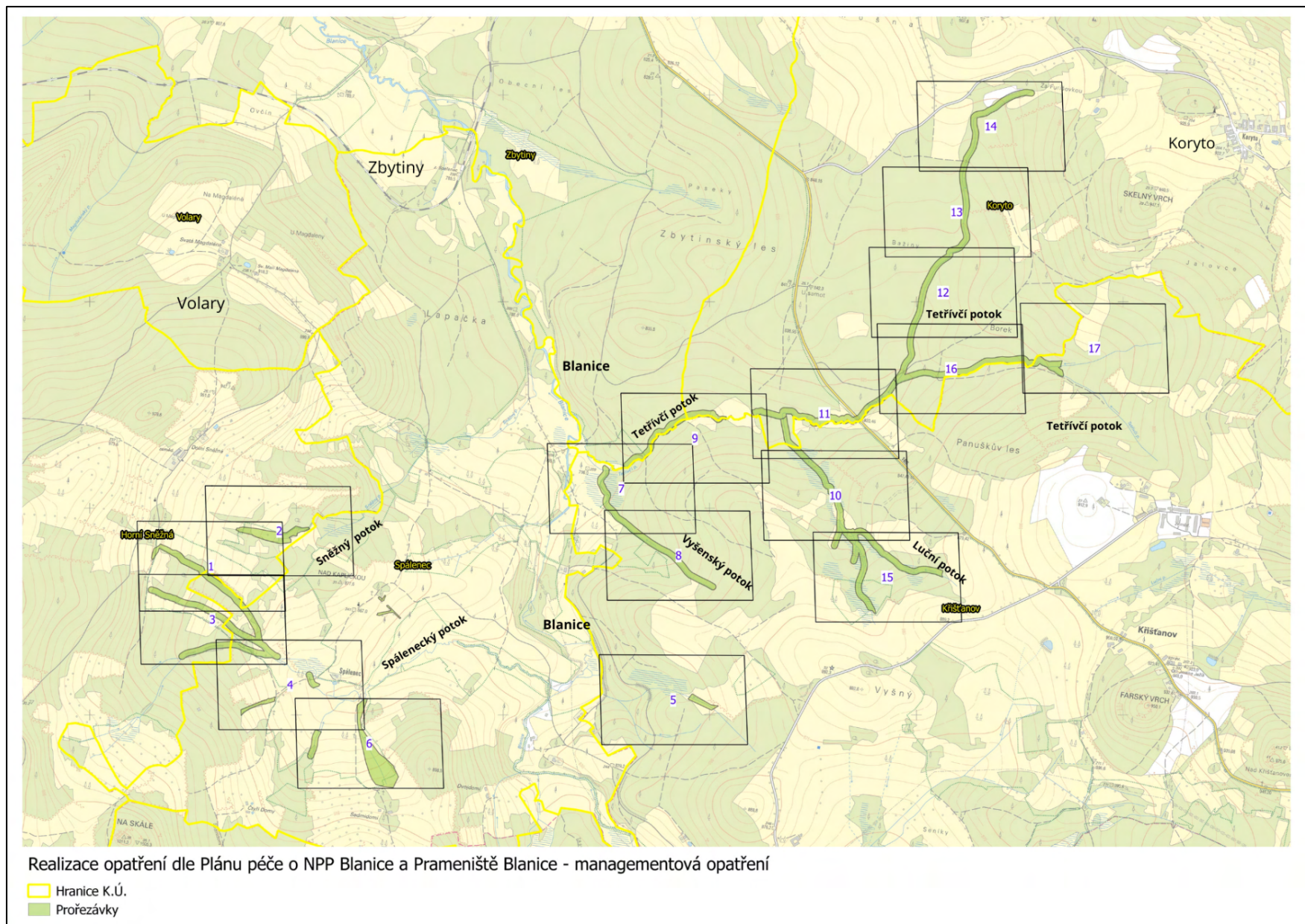
Lokality byly vybírány náhodně v terénu dle mapy realizace prořezávkových úprav a při výběru byl kladen důraz na jasné důkazy o provedených prosvětlovacích úpravách, jako je přítomnost mrtvého dřeva, pařezy, silné zmlazení nebo zarůstání mladými stromky.

Protokol pro hodnocení managementových úprav byl stejný jako pro hodnocení lesní plochy 10x10 u pramenišť, rovněž byly sledovány faktory jako zástin, sklon,

přítomnost mrtvého dřeva a jeho pozice, stáří, počet, a na rozdíl od lesních ploch hodnocených pro prameniště i stav před zásahem, jako obvody pařezů, počet stromů a jejich obvody. K hodnocení úspěšnosti prosvětlovacích zásahů bylo zaznamenáváno i procento zmlazení (a zarůstání od dřevin, které nezmlazují, jako jsou smrky, břízy a borovice) do 0,5 m a nad 0,5 m výšky stromu a byl proveden jednoduchý náčrt stavu lokality. Obvody pařezů byly měřeny krejčovským metrem, u stromů pak ve výšce 1,5 m. Obvody byly následně převedeny na průměry.

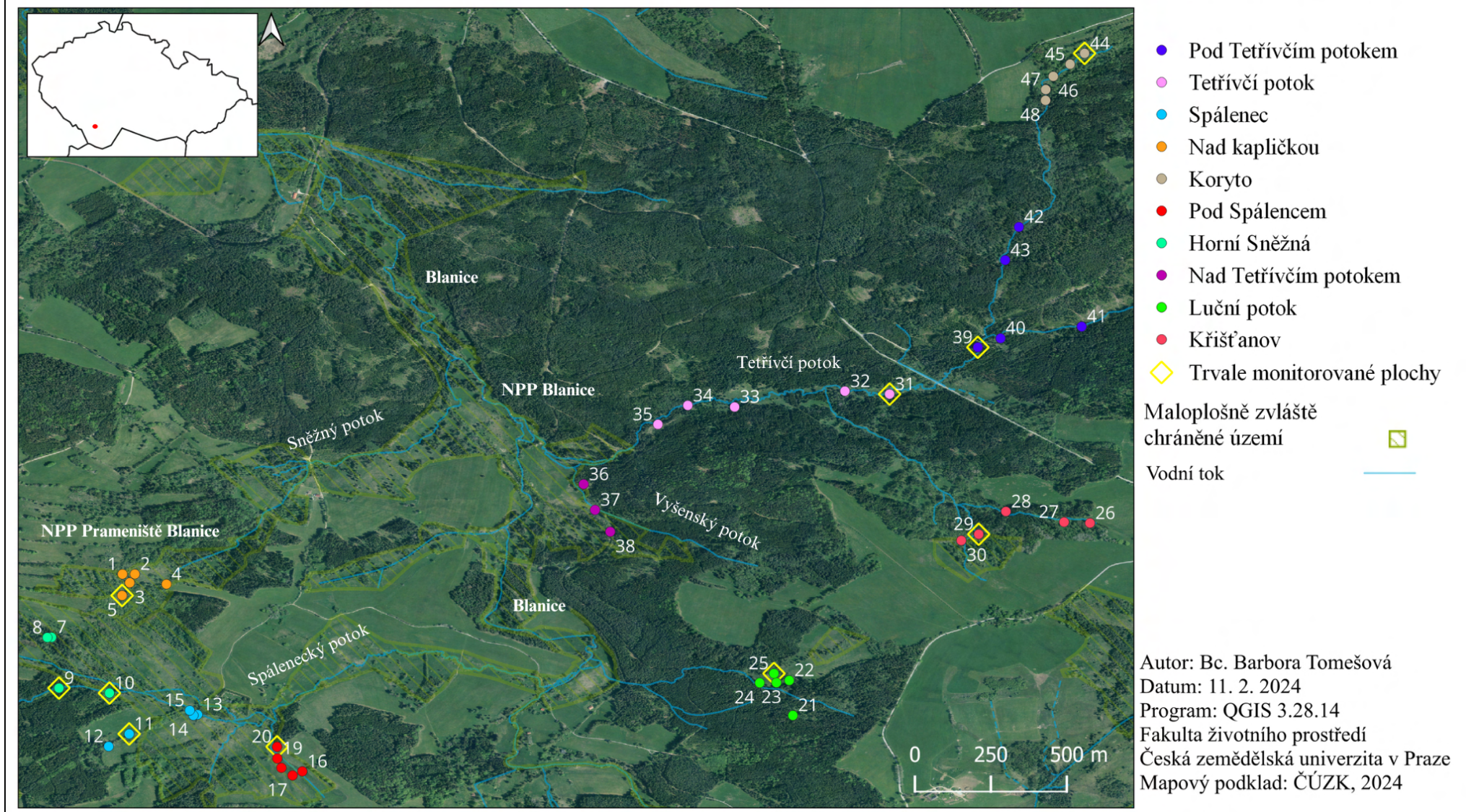
4.2.1 Porovnávání ortofoto snímků na prosvětlených lokalitách

Dalším způsobem vyhodnocení vývoje vegetace po prosvětlovacích zásazích a zpětného zarůstávání bylo porovnání leteckých ortofoto snímků z let před zásahem, těsně po zásahu a v současnosti. Pro porovnání z let 2012, 2018 a 2023 byly použity archivní a současné ortofoto snímky, které poskytuje online Český úřad zeměměřičký a katastrální (ČÚZK).



Obr. 10: Mapa realizace prosvětlovacích opatření dle Plánu péče o NPP Blanice a Prameniště Blanice, zdroj dat: Správa CHKO Šumava, upraveno, 2023.

Hodnocené prořezávky a založené trvale monitorované plochy na území NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice v srpnu 2023



Obrázek 11: Hodnocené prořezávky a založené trvale monitorované plochy na území NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice v srpnu 2023.

4.2.2 Trvale monitorované plochy (TMP)

Před veškerými prosvětlovacími zásahy založila v roce 2016 Alena Vydrová pro potřeby následného vyhodnocování 5 trvale monitorovaných ploch v lučních porostech NPP Blanice a zapsala na nich fytoocenologické snímky (Simon et al., 2018). Tyto TMP se nachází mimo zájmové území v nivě Zlatého potoka v Miletínkách a v pramenné oblasti Sněžného potoka (Spálenec) v NPP Blanice. Cílem bylo nalézt tyto TMP a zopakovat fytoocenologické snímky pro následné posouzení vývoje vegetace a vlivu managementu (kosení, nekosení, hnojení ploch kompostem) na těchto plochách. Dvě z pěti TMP se podařilo dohledat, jedná se o lokality v pramenné oblasti Sněžného potoka (Spálenec). Tyto dvě plochy nebyly v průběhu let ani koseny, ani hnojeny. Označení dalších třech ploch v Miletínkách nebylo kvůli povodním v předchozích letech nalezeno, proto snímky nemohly být zopakovány.

Jelikož je založení TMP jedním z nejlepších nástrojů, jak dlouhodobě sledovat změny vegetace a vliv managementových opatření, pro potřeby správy CHKO Šumava bylo založeno dalších 10 TMP o velikosti 10x10 m v prosvětlených lokalitách po prořezávkách. V minulosti zde žádné TMP pro tyto potřeby založeny nebyly. Tyto plochy byly vybrány na základě předchozího seznamu 50 hodnocených lokalit prosvětlovacích zásahů, a vybírány byly tak, aby v každé z deseti oblastí byla alespoň jedna TMP. Vybrány byly různorodé lokality s nejvariabilnějším rozsahem zástinu, druhového zastoupení a nejrůznějším stupněm vlhkosti i typem vegetace – tmavé smrčiny, světlé březiny, vrbové a olšové křoviny a smíšené lesy.

Trvale monitorované plochy se většinou značí dřevěnými geodetickými kolíky, nicméně v podmáčených lokalitách se tato značení nejví jako ideální, protože může dojít k jejich odplavení nebo postupnému tlení dřeva. Proto byla každá lokalita označena čtyřmi dobře viditelnými 25 cm hřebíky s kovovými podložkami a čtyřmi menšími, pro případ, že by velké hřebíky byly odstraněny (Obr. 12). Zatlučeny byly vždy do všech čtyřech rohů TMP a tyto velké hřeby i s kovovými podložkami by měly v budoucnu umožnit jejich nalezení pomocí detektoru kovů. Založené TMP jsou vyznačeny na Obr. 11. Seznam TMP je uveden v příloze č. 2. Příklad založené TMP v lokalitě zmlazených vrb je zobrazen na Obr. 13.



Obr. 12: Značení TMP, foto: Barbora Tomešová, září 2023.



Obr. 13: Založená TMP – lokalita č. 20, Pod Spálcem, foto: Barbora Tomešová, září 2023.

4.3 Zpracování a hodnocení dat

Data ze studovaných lokalit byla zpracována do formy tabulek v programu Microsoft Excel 2018.

Pro vyhodnocení četnosti jednotlivých rostlinných druhů na prameništích byl vypočten jejich procentuální výskyt a následně hodnoceno početní zastoupení.

Pro vypočítání vážených průměrů Ellenbergových hodnot rostlin pro jednotlivé fytoecologické snímky pramenišť byl použit program JUICE (Tichý, 2002), do kterého byl nahrán soubor fytoecologických snímků jednotlivých pramenišť, pro něž byly vypočítány programem EIS hodnoty. Do programu R studio byl načten soubor těchto spočítaných EIH a kvantitativní druhová data z vegetačních snímků převedena na presenčně-absenční (Zelený, 2012). K určení, zdali je kompozice dat homogenní nebo heterogenní (a tedy vhodnější pro lineární nebo unimodální ordinační metodu), byla vypočítána hodnota detrendované korespondenční analýzy (DCA, Hill et Gauch, 1980) za použití funkce *decorana* z balíčku *vegan* (Zelený, 2012).

Pro zobrazení a vyhodnocení boxplotů a ordinační analýzy byl použit program R Core Team (2021).

Všechny mapové výstupy byly tvořeny v programu QGIS 3.28.15 (2024).

Pro vyhodnocení vývoje vegetace po prosvětlených úpravách byly použity archivní a současné ortofoto snímky, které poskytuje Český úřad zeměměřičský a katastrální (ČÚZK). Hodnocen byl stav vegetace před provedenými prořezávkovými úpravami, těsně po nich a několik let poté.

5. Výsledky

5.1 Prameniště

Pro zhodnocení stavu vybraných 30 pramenišť bylo sledováno celkem 23 parametrů. Byly sledovány faktory jako je světelnost, fyzikální parametry a hydrologické, geomorfologické a vegetační poměry. Hodnoceno bylo 16 lesních a 14 lučních pramenišť (Tab. 1).

Světelnost: Jedním z nejvýraznějších ekologických faktorů ovlivňující vegetační skladbu na prameništích je světelnost, proto byly na prameništích a jejich okolních plochách sledovány hodnoty zástinu. Luční prameniště bývají zastíněna méně, zatímco lesní silněji. 9 pramenišť nebylo zastíněno vůbec, 9 listnatými stromy, 8 jehličnatými stromy a 4 smíšeným lesem.

Fyzikální parametry: Nejnižší hodnota konduktivity ($23 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) byla naměřena také v lesním prameništi č. 1, a nejvyšší v lučním stagnujícím prameništi č. 6 ($172 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Limitní hodnotu konduktivity optimální pro perlorodku říční ($70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, Absolon et Hruška, 1999) překračuje celkem 16 z nich.

Co se týče teploty vody v prameništích, nejnižší teplota byla naměřena v odtékajícím lesním prameništi č. 1, a to $6,2 \text{ }^\circ\text{C}$, naopak nejvyšší byla ve stagnujícím lučním prameništi č. 10, a to $17,1 \text{ }^\circ\text{C}$.

Hydrologické poměry: Bylo zjištěno, že 10 % současných pramenišť nemá přirozený odtok a není napojeno na říční síť. Vývěr u 11 pramenišť odtéká a 4 z nich odtékají uměle vytvořenou strouhou (Tab. 1). U zbylých 19 pramenišť je odtok velmi slabý nebo stagnuje. 15 pramenišť se rozlévá v mokřad, z toho je 12 lučních a 3 lesní.

Tab. 1: Přehledová tabulka 30 studovaných pramenišť v NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice na jaře 2023. **Zástin** lokality: 0 – 0 %, 1 – 20 %, 2 – 40 %, 3 – 60 %, 4 – 80 %, 5 – 100 %, **Typ zástinu:** J – jehličnany, L – listnáče, **Přítomnost mrtvého dřeva – p** (na prameništi): 0 – žádné, 1 – drobné větve do Ø 5 cm, 2 – silné větve nad Ø 5 cm, 3 – velké klády, velké množství, **Přítomnost mrtvého dřeva – l** (na lesní ploše): – lesní plocha kolem prameniště, kategorie stejné jako předchozí.

Prameniště	Pracovní název	Typ prameniště	Zástin	Typ zástinu	Konduktivita $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Teplota vody (°C)	Přítomnost mrtvého dřeva – p	Přítomnost mrtvého dřeva – l	Nadmožská výška (m)	Vývěr	Odtok	Antropogenní vliv
1	Pod drnem (HorSn40C)	Lesní	2	L	23	6,2	0	2	982,8	Tekoucí	Odtéká	Žádný
2	Číslo mapka v čl 59	Luční	0	-	130	15	0	1	880	Tekoucí	Odtéká	Pod pastvinou
3	Číslo mapka v čl 54	Luční	1	L	133	14,9	0	3	870	Stagnující	Vsakující	Žádný
4	Číslo mapka v čl 51	Lesní	3	L	53	8,6	0	1	1009	Stagnující	Odtéká	Žádný
5	Za ohradou (SN29)	Luční	0	-	132	9	3	3	887,6	Stagnující	Odtéká	Mrtvé dřevo blízko ohrady
6	Luc54A Velká malá břiza	Luční	2	L	172	9,5	0	0	846,1	Stagnující	Odtéká	Pod pastvinou
7	Rozliv na Spálenci	Luční	0	-	92	15	0	0	828	Stagnující	Odtéká	Žádný
8	Odchovna rozliv	Luční	3	L	70	10,3	0	0	782	Stagnující	Odtéká	Žádný
9	Toxické prameniště	Luční	2	L	80	10,4	0	0	814,4	Stagnující	Odtéká	Žádný
10	SNB 21 Ztracené	Luční	0	-	58	17,1	0	3	893	Stagnující	Odtéká	Pod pastvinou
11	SNB 18 U modré bužírky	Luční	0	-	70	11,3	0	2	886	Tekoucí	Odtéká	Pod pastvinou
12	SNB 18B U vykáčeného křoví pod třetí	Luční	0	-	53	13	0	0	891,8	Stagnující	Odtéká	Pod pastvinou
13	První – Zbytiny	Lesní	3	L	72	13	0	2	820,4	Stagnující	Stagnující	Žádný
14	Mravenčí MRAV1	Lesní	2	J, L	61	7,3	2	3	788,7	Tekoucí	Tekoucí	Uměle vytvořená strouha
15	SN 24	Lesní	1	J, L	80	8,3	0	3	878,5	Tekoucí	Odtéká	Žádný
16	Pralesní zbytek (CPI3) číslo 4	Lesní	3	J, L	82	15	0	3	897,9	Tekoucí	Vsakující	Žádný
17	Baudyšové (SP 84)	Lesní	5	J	60	8,4	1	2	913	Tekoucí	Odtéká	Cesta nad prameništěm
18	Dortův dar (SP 09)	Luční	0	0	84	7,4	0	0	850	Tekoucí	Odtéká	Žádný
19	V rozpadlé olšíně	Lesní	2	J	93	12,5	3	3	832,1	Stagnující	Odtéká	Žádný
20	Příkop nad rozpadlou olšínou	Lesní	3	L	90	11	1	2	836,8	Tekoucí	Odtéká	Uměle vytvořená strouha
21	Zničené s játkovkami	Lesní	4	J	86	10	3	3	841	Tekoucí	Odtéká	Uměle vytvořená strouha
22	Tetřivčí 24	Lesní	4	J	107	14,5	0	1	896	Stagnující	Odtéká	Pod chatou
23	Tetřivčí 40	Lesní	3	L	71	12,5	0	3	884,8	Stagnující	Vsakující	Žádný
24	U vrb	Luční	0	-	70	10,5	0	0	850	Stagnující	Vsakující	Žádný
25	U chaty	Luční	0	-	157	8,12	0	0	903,3	Stagnující	Odtéká	U chaty na louce
26	Pod svahem pod olšínou	Lesní	4	J,L	53	10,6	2	1	798	Stagnující	Vsakující	Žádný
27	Tetřivčí (Zničené)	Lesní	5	J	55	10,4	0	3	799	Stagnující	Vsakující	Smrková monokultura
28	Zničené u mostu	Lesní	5	J	77	6,8	2	2	823	Tekoucí	Odtéká	Uměle vytvořená strouha
29	Horní Sněžná – Vlastní	Lesní	3	J	80	12,2	1	1	988	Stagnující	Odtéká	Žádný
30	Luční potok – Vlastní	Luční	1	J	120	13,7	0	1	874,9	Stagnující	Vsakující	Pod pastvinou

5.1.1 Luční prameniště

Světelnost: Hodnocená luční prameniště nemají zástin buď žádný, nebo velmi nízký, a způsobený keři nebo solitérními listnatými stromy, pouze u jednoho prameniště byl nalezen mohutný stínící smrk (prameniště č. 30).

Hydrologické poměry: U třech lučních pramenišť byl zaznamenán vývěr, který odtéká (prameniště č. 18, 24 a 25). U zbylých 11 z nich vývěr stagnuje a rozlévá se v mokřadní louku. U některých z těchto lokalit nebylo možné nalézt napojení na říční síť.

Fyzikální poměry: Z hlediska konduktivity má 6 lučních stanovišť hodnotu nad $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pro porovnání u lesních pramenišť má takovou hodnotu pouze jedno – prameniště č. 22. Nejvyšší hodnotu konduktivity má luční prameniště č. 6 – Luc54A Velká malá bříza. Limitní hodnotu konduktivity optimální pro perlorodku říční ($70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, Absolon et Hruška, 1999) překračuje 9 z nich.

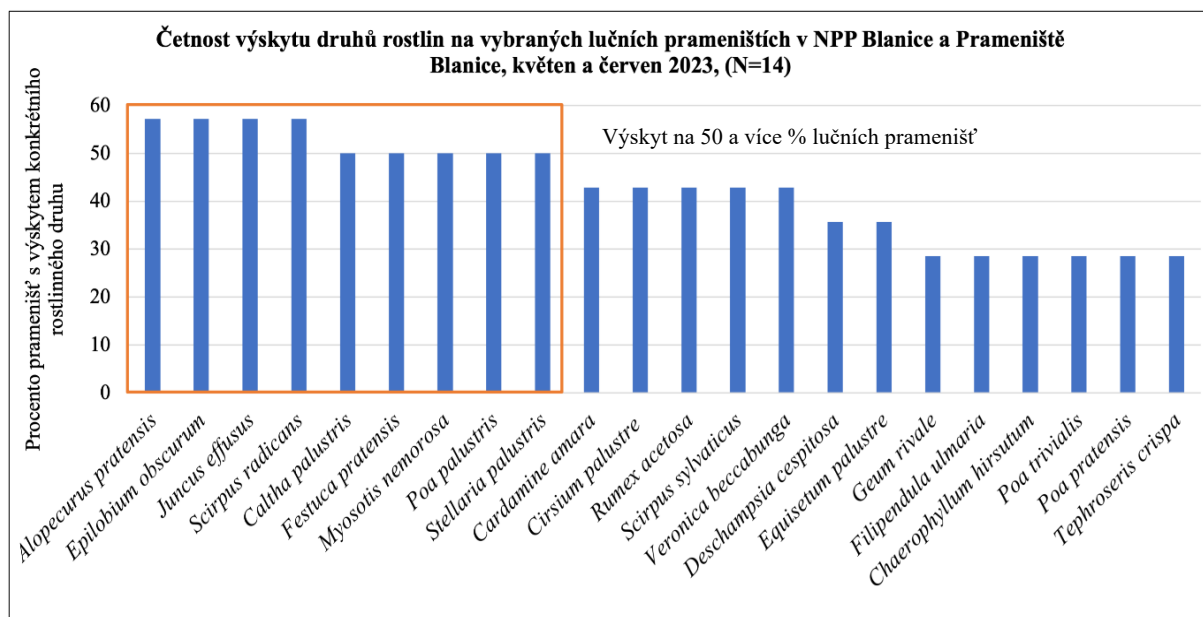
Nejnižší teplota vody byla naměřena v prameništi č. 18, a to $7,4^\circ\text{C}$. Nejvyšší teplotu vody mělo prameniště č. 10, a to $17,2^\circ\text{C}$.

Geomorfologické poměry: Luční prameniště se většinou nacházejí v údolí pod pastvinami, voda z nich odtéká velmi slabě a rozlévá se do mokřadních luk.

Vegetační poměry: Ve většině případů se v těsné blízkosti prameniště (do 0,5 m) sice vyskytují prameništní druhy rostlin, nicméně v širším okolí dominuje skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*). V pramenné oblasti Spáleneckého potoka pod Dolní Sněžnou se nachází několik pramenišť, ve kterých dominuje skřípina kořenující a skřípina lesní (*Scirpus radians*, *S. sylvaticus*) v kombinaci s tužebníkem jilmovým (*Filipendula ulmaria*), a s druhy sítin (*Juncus* sp.) a ostřic (*Carex* sp.). Nízká pokryvnost těchto druhů rostlin byla zjištěna u odtékajících lučních pramenišť, kde naopak dominují typicky prameništní druhy rostlin, jako je řeřišnice hořká (*Cardamine amara*), vrbovka tmavá (*Epilobium obscurum*) a ptačinec mokřadní (*Stellaria alsine*).

Sledování vegetačních poměrů na plochách kolem lučních pramenišť ukázalo, že u prameniště č. 3, 5 a 10 se nachází velké množství ponechaného mrtvého dřeva pro prořezávce. Dále prameniště č. 2 a 3 jsou v těsné blízkosti keřových vrb, které jim ve vegetační sezóně nejen stíní, ale mohlo by zde hrozit i zarůstání. V plochách kolem pramenišť č. 6, 10, 11, 12 a 30 byla nalezena velká pokryvnost skřípiny lesní (*Scirpus sylvaticus*). Další poznatky sledování vegetace na plochách kolem pramenišť nepřineslo.

Dále bylo zjišťováno, které rostlinné druhy se vyskytují na největším procentu studovaných lučních prameništ' a co by mohlo být příčinou jejich výskytu. Bylo zjištěno, že ve více než polovině lučních prameništ' se vyskytuje psárka luční (*Alopecurus pratensis*), vrbovka tmavá (*Epilobium obscurum*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), skřípina kořenující (*Scirpus radians*), blatouch bahenní (*Caltha palustris*), kostřava luční (*Festuca pratensis*), pomněnka hajní (*Myosotis nemorosa*), lipnice bahenní (*Poa palustris*) a ptačinec bahenní (*Stellaria palustris*). Nicméně, co se pokryvnosti týče, na velmi světlých prameništích měla nejvyšší pokryvnost sítina rozkladitá (*Juncus effusus*) a skřípina kořenující (*Scirpus radians*). V prameništích se zástiněm způsobeným keřovými vrby měl nejvyšší pokryvnost blatouch bahenní (*Caltha palustris*) v kombinaci s druhy skřípin (*Scirpus* sp.). Typická prameništ'ní vegetace se na lučních prameništích vyskytuje, nicméně s markantně nižším procentem pokryvnosti. Obr. 14 zobrazuje četnost výskytu rostlinných druhů na lučních prameništích, do grafu jsou vyneseny rostlinné druhy vyskytující se na 25 % prameništ' a více. Kompletní seznam rostlinných druhů a procenta četnosti na lučních prameništích uvádí Příloha 2.



Obr. 14: Četnost výskytu rostlinných druhů na všech studovaných lučních prameništích. Oranžový obdélník vyznačuje 50 a více % prameništ' s výskytem daného rostlinného druhu.

Četnost rostlinných druhů na lučních i lesních prameništích byla dále hodnocena z hlediska stagnace a odtoku vývěru a hodnoty konduktivity vody v prameništích, aby bylo možné zjistit, jestli existuje typické složení rostlinných druhů, které se vyskytují na těchto typech pramenišť.

Bylo zjištěno, že na lučních odtékajících prameništích (např. Obr. 15), které mají hodnotu konduktivity menší než $70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, se vyskytují 2 shodné rostlinné druhy, a to vrbovka tmavá (*Epilobium obscurum*) a sítina rozkladitá (*Juncus effusus*). Dále bylo zjištěno, že na lučních prameništích se stagnujícím vývěrem a nadlimitní hodnotou konduktivity vody ($< 70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) se vyskytuje 9 shodných rostlinných druhů (Obr 16). Shodné druhy jsou uvedeny v Tab. 2.

Tab. 2: Druhy rostlin vyskytující se na nejméně 50 % lučních prameništích. Černou barvou uvedené druhy rostlin jsou shodné v další kategorii. Šedě označené rostlinné druhy jsou přítomny v jednotlivých kategoriích pramenišť, ale nejsou shodné s ostatními.

Druhy rostlin vyskytující se na nejméně 50 % hodnocených lučních prameništích			
Prameniště s odtékajícím vývěrem	Prameniště s hodnotou konduktivity $> 70 \text{ cm}^{-1}$	Prameniště se stagnujícím vývěrem	Prameniště s hodnotou konduktivity $< 70 \text{ cm}^{-1}$
<i>Epilobium obscurum</i>	<i>Epilobium obscurum</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>
<i>Juncus effusus</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Caltha palustris</i>	<i>Caltha palustris</i>
<i>Alopecurus pratensis</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Cirsium palustre</i>	<i>Cirsium palustre</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Festuca pratensis</i>	<i>Equisetum palustre</i>	<i>Equisetum palustre</i>
<i>Cardamine amara</i>	<i>Filipendula ulmaria</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Juncus effusus</i>
<i>Myosotis nemorosa</i>		<i>Scirpus radicans</i>	<i>Scirpus radicans</i>
<i>Rumex acetosa</i>		<i>Scirpus sylvaticus</i>	<i>Scirpus sylvaticus</i>
<i>Scirpus radicans</i>		<i>Stellaria palustris</i>	<i>Stellaria palustris</i>
<i>Stellaria palustris</i>		<i>Poa palustris</i>	<i>Poa palustris</i>
<i>Veronica beccabunga</i>		<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Myosotis nemorosa</i>
		<i>Festuca pratensis</i>	<i>Rumex acetosa</i>
		<i>Festuca rubra</i>	
		<i>Filipendula ulmaria</i>	
		<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	
		<i>Myosotis scorpioides</i>	
		<i>Poa palustris</i>	
		<i>Poa pratensis</i>	
		<i>Tephrosia crispa</i>	
		<i>Urtica dioica</i>	



Obr 15: Prameniště č. 18 - Dortův dar – Odtékající luční prameniště, bílé provázky vyznačují čtverec 3x3 m, ve kterém byl proveden fytocenologický snímek, foto: Barbora Tomešová, 23. 5. 2023.



Obr. 16: Prameniště č. 6 - Luční potok – stagnující prameniště rozlévající se v mokřadní louku – bílé provázky vyznačují čtverec 3x3 m, ve kterém byl proveden fytocenologický snímek, foto: Barbora Tomešová, 24. 5. 2023.

5.1.2 Lesní prameniště

Světelnost: Hodnocená lesní prameniště jsou podstatně zastíněnější než luční. U 5 pramenišť je zástin způsoben listnatými stromy, u 7 z nich jehličnatými stromy a u 4 z nich smíšeným lesem. Plný zástin byl zapsán u 3 lesních pramenišť, přičemž všem třem stíní smrková monokultura.

Hydrologické poměry: U 8 lesních pramenišť byl zaznamenán vývěr, který odtéká, dalších 8 z nich stagnuje a rozlévá se v mokřad. U 2 ze stagnujících lesních pramenišť dochází k přerušení napojení na říční síť kvůli slabému vývěru a voda zde periodicky vysychá.

Fyzikální poměry: Hodnota konduktivity je u studovaných lesních pramenišť podstatně nižší než v případě lučních. Nejnížší hodnota konduktivity byla naměřena u prameniště č. 1, a to $23 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nejvyšší hodnotu konduktivity má lesní prameniště 22, a to $104 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Limitní hodnotu konduktivity ($70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) pro perlorodku říční překračuje 7 z nich.

Nejnižší teplota vody byla naměřena v prameništi č. 1, a to $6,2 \text{ }^\circ\text{C}$. Nejvyšší teplotu vody mělo prameniště č. 22, a to $14,5 \text{ }^\circ\text{C}$.

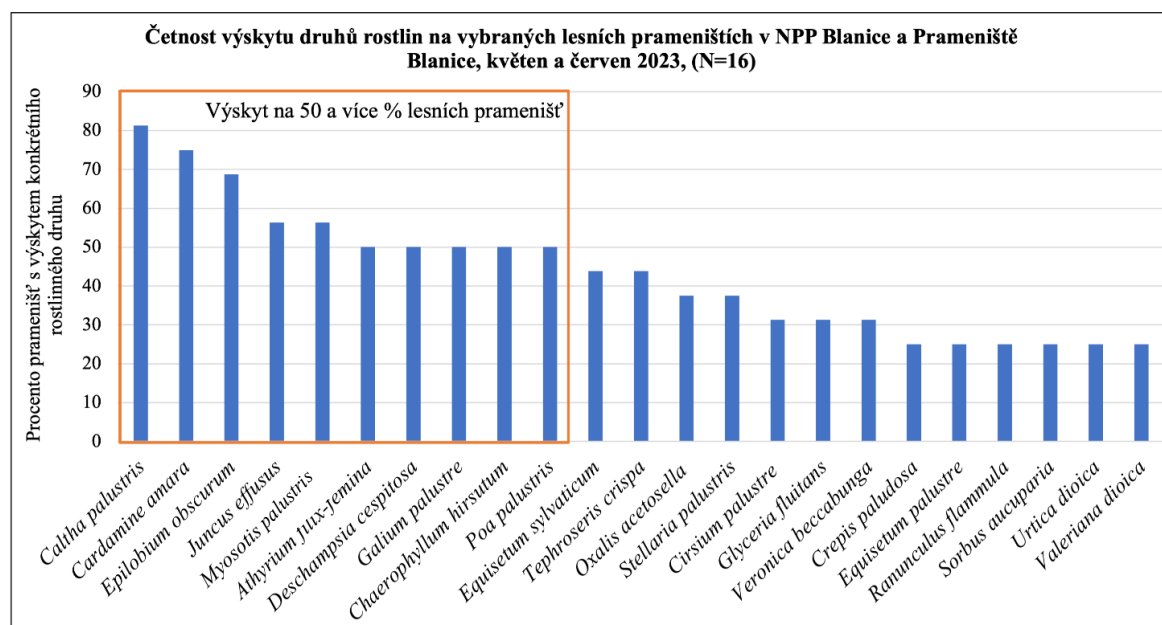
Geomorfologické poměry: Většina lesních pramenišť se buď rozlévá v mokřad anebo jejich vývěr odtéká a je dobře napojen na říční síť, nicméně 3 prameniště jsou silně antropogenně ovlivněna, a to uměle vytvořenou odvodňovací strouhou. Jedná se o prameniště č. 14, 20 a 21. Tato prameniště nelze považovat za přírodní, neboť jsou silně antropogenně degradovaná.

Vegetační poměry: V lesních prameništích se vyskytují typické druhy vegetace pramenišť, nicméně s podstatně vyšším procentem pokryvnosti, než tomu je u lučních pramenišť. Zejména pod listnatým a smíšeným lesem na odtékajících prameništích je tato vegetace silně zastoupena. Prameniště, která se rozlévají v mokřad, bývají silně zarostlá blatouchem bahenním (*Caltha palustris*), devětsilem bílým (*Petasites albus*), papratkou samičí (*Athyrium filix-femina*) a sítinami (*Juncus* sp.). Speciální kategorií jsou silně degradovaná lesní prameniště, která jsou celoročně silně zastíněna smrkovou monokulturou. Zde je velmi nízká pokryvnost cévnatých rostlin, převládají zde mechy a játrovky. V plochách kolem lesních pramenišť se nachází velké množství mrtvého dřeva, a to hlavně v prameništích č. 14, 15, 16, 19, 21, 23 a 27. Kromě prameniště č. 23, kde je plocha zastíněna listnáči, jsou ostatní uvedené plochy kolem prameniště

silně zastíněny smrkem. V ploše prameniště č. 19 se nachází velké množství mladých semenáčků.

Co se týče četnosti výskytu rostlinných druhů na lesních prameništích, nejfrekventovanějším druhem je blatouch bahenní (*Caltha palustris*), který se v různých procentech pokryvnosti vyskytuje ve všech studovaných lesních prameništích. Dále je nejčetněji zastoupena řeřišnice hořká (*Cardamine amara*), vrbovka tmavá (*Epilobium obscurum*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris*), papratka samičí (*Athyrium filix-femina*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), svízel bahenní (*Galium palustre*), krabilice chlupatá (*Chaerophyllum hirsutum*) a lipnice bahenní (*Poa palustris*). Do grafu jsou vyneseny rostlinné druhy vyskytující se na 25 % lesních prameništích a více. Kompletní seznam rostlinných druhů a procenta četnosti na lesních prameništích je uveden v Příloze 3.

Na silně zastíněných lesních prameništích rozlévajících se v mokřad (např. Obr. 18) pokryvností dominuje blatouch bahenní (*Caltha palustris*), papratka samičí (*Athyrium filix-femina*) a sítiny (*Juncus* sp.). S menším procentem pokrvnosti se zde vyskytují i druhy prameništní vegetace, jako je řeřišnice hořká (*Cardamine amara*). Na světlejších lesních prameništích se nejčastěji vyskytuje opět řeřišnice hořká (*Cardamine amara*), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris*) a ptačinec bahenní (*Stellaria alsine*).



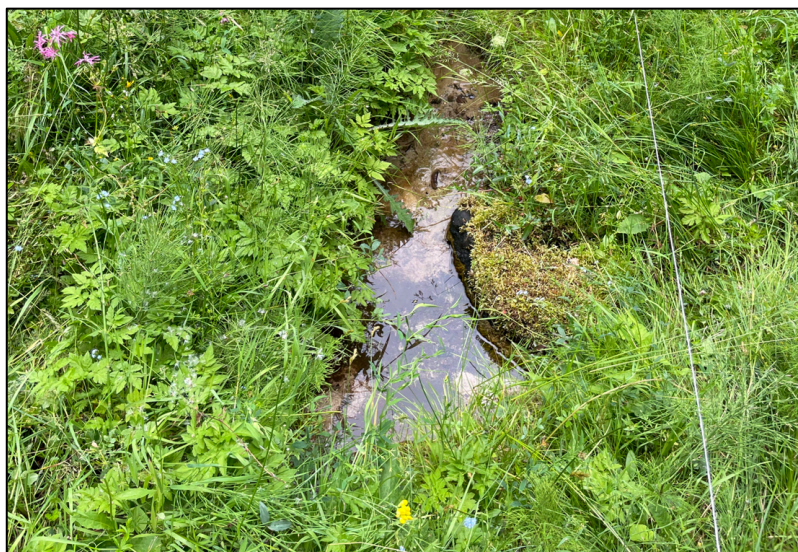
Obr. 17: Četnost výskytu rostlinných druhů na všech studovaných lesních prameništích. Oranžový obdélník vyznačuje 50 a více % prameništ s výskytem daného rostlinného druhu.

Co se týče četnosti rostlinných druhů v lesních prameništích, bylo zjištěno, že na světlejších lesních odtékajících prameništích (např. Obr. 18), které mají hodnotu konduktivity menší než $70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, se vyskytuje 8 shodných rostlinných druhů. Dále bylo zjištěno, že na lesních prameništích se stagnujícím vývěrem (např. Obr. 19) a nadlimitní hodnotou konduktivity vody ($< 70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) se vyskytuje 6 shodných rostlinných druhů. Shodné druhy jsou uvedeny v Tab. 3.

Zvláštní kategorií jsou lesní uměle odvodněná prameniště (např. Obr. 20), kde bylinné patro není vlivem celoročního zástínu od smrku téměř zasoupeno, vyskytuje se zde pouze blatouch bahenní (*Caltha palustris*), paprkatka samičí (*Athyrium filix-femina*) a velmi malou pokrývností i řeřišnice hořká (*Cardamine amara*).

Tab. 3: Druhy rostlin vyskytujících se na 50 a více % lesních prameništích. Černě označené druhy rostlin jsou shodné v další z kategorií. Šedě označené rostlinné druhy jsou přítomny v jednotlivých kategoriích prameništích, ale nejsou shodné s ostatními.

Druhy rostlin vyskytujících se na nejméně 50 % hodnocených lesních prameništích			
Prameniště s odtékajícím vývěrem	Prameniště s hodnotou konduktivity $> 70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	Prameniště se stagnujícím vývěrem	Prameniště s hodnotou konduktivity $< 70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
<i>Caltha palustris</i>	<i>Caltha palustris</i>	<i>Caltha palustris</i>	<i>Caltha palustris</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>Deschampsia cespitosa</i>
<i>Cardamine amara</i>	<i>Cardamine amara</i>	<i>Epilobium obscurum</i>	<i>Epilobium obscurum</i>
<i>Epilobium obscurum</i>	<i>Epilobium obscurum</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>Galium palustre</i>
<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Juncus effusus</i>
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	<i>Tephrosia crispa</i>	<i>Tephrosia crispa</i>
<i>Myosotis palustris</i>	<i>Myosotis palustris</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Myosotis nemorosa</i>
<i>Stellaria palustris</i>	<i>Stellaria palustris</i>	<i>Cardamine amara</i>	<i>Oxalis acetosella</i>
<i>Poa palustris</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>Stellaria palustris</i>	<i>Poa palustris</i>
<i>Veronica beccabunga</i>	<i>Juncus effusus</i>	<i>Valeriana dioica</i>	



Obr. 18: Prameniště č. 1 - odtékající prameniště, foto: Babrora Tomešová, 16. 6. 2023.



Obr. 19: Prameniště č. 13 - lesní prameniště rozlévající se v mokřad, zástin způsoben listnatými stromy (břízami), foto: Barbora Tomešová, 17. 6. 2023.



Obr. 20: Prameniště č. 28 – Lesní prameniště s odtékajícím vývěrem, zastíněné smrkovou monokulturou, foto: Barbora Tomešová, 16. 6. 2023.

5.2 Analýza Ellenbergových indikačních hodnot pro vegetační snímky z pramenišť

Vážené průměry Ellenbergových indikačních hodnot (EIH) byly vypočítány v programu JUICE. Do programu R studio byl načten soubor těchto spočítaných EIH a kvantitativní druhová data z vegetačních snímků převedena na presenčně-absenční (Zelený, 2012).

K určení, zdali je kompozice dat homogenní nebo heterogenní (a tedy vhodnější pro lineární nebo unimodální ordinační metodu), byla vypočítána hodnota detrendované korespondenční analýzy (DCA, Hill et Gauch, 1980) za použití funkce *decorana* z balíčku *vegan*. Byla zkontrolována délka (Axis lengths) první ordinační osy (Tab. 4), v jednotkách S. D.). Délka první osy je 2,5 S. D. jednotek, tzn. > 3. Dle Lepše et Šmilauera (2003) jsou proto preferovány lineární ordinační metody, v tomto případě metoda analýzy hlavních komponent (PCA).

Tab. 4: Vypočítaná detrendovaná korespondenční analýza (DCA). Délka první osy DCA1 je tučně vyznačena.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
Eigenvalues	0,2704	0,1728	0,1482	0,134
Additive Eigenvalues	0	0	0	0
Decorana values	0,3188	0,2467	0,1249	0,0802
Axis lengths	2,5213	1,9121	1,5845	1,3272

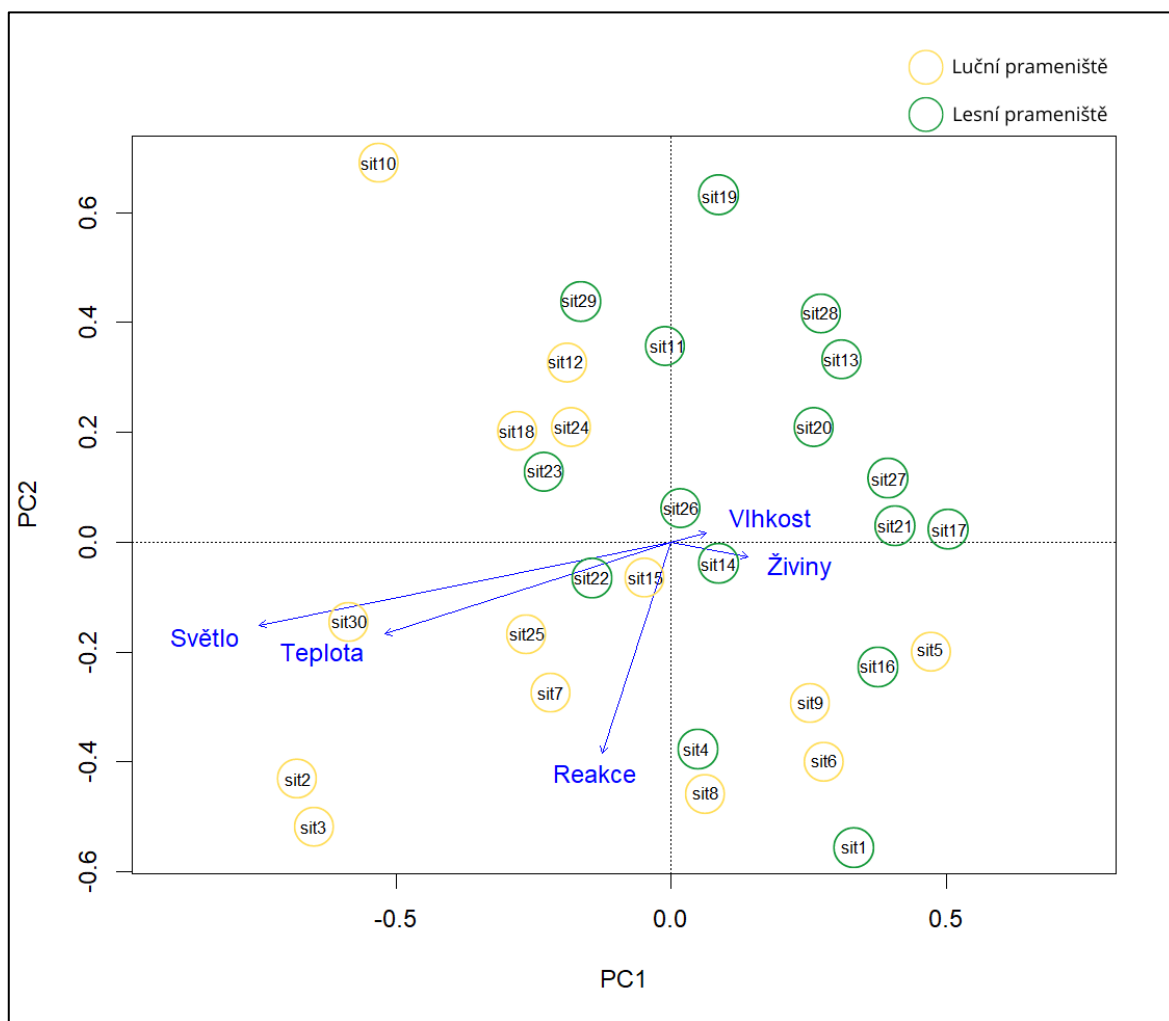
Z Tab. 5 je možné vidět, že žádný efekt žádného faktoru není statisticky signifikantní.

Velmi blízko signifikanci je faktor světla, jehož p-hodnota je tučně vyznačena.

Podrobné informace o stavu pramenišť a fytoocenologické snímky jsou k dispozici v Příloze 2 a 3.

Tab. 5: Srovnání průkaznosti korelace mezi průměrnými Ellenbergovými indikačními hodnotami a osami PCA, počítané permutačním testem (P). PC1 a PC2 – standardizované regresní koeficienty s první, resp. druhou ordinační osou. R² – koeficient determinace. P – hladina průkaznosti.

	PC1	PC2	R ²	P
Světlo	-0,98034	-0,1973	0,1965	0,053
Teplota	-0,95237	-0,30496	0,1010	0,240
Vlhkost	0,96802	0,25086	0,0015	0,985
Reakce	-0,31261	-0,94988	0,0551	0,461
Živiny	0,98305	-0,18335	0,0068	0,899



Obr. 21: Ordinační diagram analýzy hlavních komponent (PCA) pro jednotlivá prameniště (sit1-sit30) s pasivně proloženými průměrnými Ellenbergovými indikačními hodnotami pro světlo, teplotu, vlhkost, živiny a půdní reakci (Reakce). PC1 a PC2 – ordinační osy.

Z grafu (Obr. 21) je možné vidět, že v levém spodním kvadrantu jsou nejsvětlejší luční lokality a světlo pozitivně koreluje s teplotou, což v tomto případě v lučních porostech v tomto kvadrantu skutečně koreluje s výskytem teplomilnějších a bazičtějších druhů rostlin (např. *Crepis paludosa*, *Poa palustris*). Na opačné straně ordinačního grafu (pravý horní roh) se nachází tmavá acidofilnější lesní prameniště s výskytem chladnomilnějších druhů rostlin (např. *Caltha palustris*, *Chaerophyllum hirsutum*). Tato prameniště jsou silně zastíněna smrkovou monokulturou, některá z nich jsou odvodněna uměle vytvořenou strohou (sit20, sit21, sit26, sit28), ostatní jsou silně zastíněna listnáci (sit19). V pravé spodní části grafu se nachází luční i lesní prameniště s vyšším obsahem živin, naopak v levém horním rohu se nachází na živiny chudší prameniště. Nejvyšší hodnota konduktivity byla naměřena v lučním prameništi č. 6 (sit6), kterému mají blízko luční

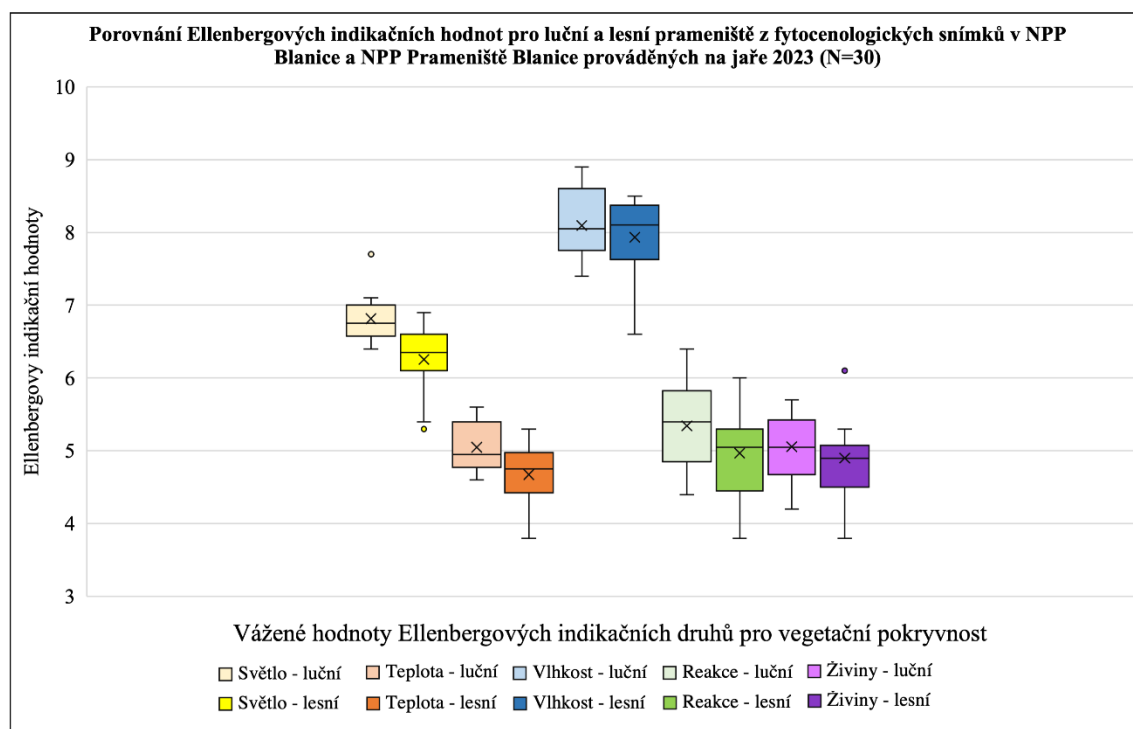
prameniště č. 5, 8 a 9. Tato prameniště mají podobné umístění, a to blízko pastvin dobytka nebo jsou pod strání, kam jsou živiny splachovány.

Půdní reakce je nezávislá na obou výše uvedených proměnných, vlhkost a živiny s nimi slabě negativně korelují. V Tab. 6 jsou uvedeny vážené průměry Ellenbergových indikačních hodnot použitých v analýze hlavních komponent (PCA).

Tab. 6: Vážené průměry z vypočítaných Ellenbergových indikačních hodnot v programu JUICE pro jednotlivá prameniště v NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice, jaro 2023

Prameniště	Světlo	Teplota	Vlhkost	Reakce	Živiny
1	6,4	4,4	7,8	5,6	5
2	6,8	5	7,8	5,1	4,9
3	6,6	4,9	8	5,4	5,2
4	6,6	4,9	8,3	4,4	4,5
5	6,5	4,7	8,1	4,6	4,7
6	6,7	5,4	8,6	5,8	5,3
7	6,7	5,4	8,2	5,9	5
8	6,5	4,8	7,4	5,5	5,4
9	7	5,2	8,6	6	5,1
10	7	4,8	7,6	4,7	4,6
11	7,7	5,5	8,6	5,4	5,7
12	7,1	5,6	8,9	6,4	5,7
13	6,1	4,9	8,3	5,8	5
14	6,9	5,3	6,6	6	4,8
15	6,7	4,8	7,7	5,3	4,5
16	6,4	5,1	8,4	4,6	5,3
17	6,3	4,4	8,2	5,1	4,6
18	6,9	5,2	8,1	5,1	4,9
19	5,8	4,5	8	5,3	6,1
20	5,3	4,1	7	3,8	4,5
21	5,4	3,8	7,2	5,3	6,1
22	6,6	5	8,3	5	5
23	6,2	4,8	8	5,2	5,1
24	6,8	4,9	7,6	4,9	4,6
25	6,4	4,7	8	4,4	4,2
26	6,5	5	8,5	4,6	4,4
27	6,2	4,5	8,5	5	5
28	6,1	4,6	7,6	4,2	4,7
29	6,6	4,7	8,5	4,3	3,8
30	6,7	4,6	7,8	5,6	5,5

Pro porovnání vážených průměrů Ellenbergových indikačních hodnot u lučních a lesních pramenišť byla data vynesena do boxplotů (Obr. 22).



Obr. 22: Boxploty pro porovnání vážených průměrů Ellenbergových indikačních hodnot pro luční a lesní prameniště

Systém indikačních hodnot dle Ellenberga et al. (1992) zahrnuje 6 ekologických faktorů, a to světelnost, vlhkost, kontinentalitu, půdní reakci a živiny, přičemž každé rostlině vyhovuje jiná kombinace jejich hodnot. Všechny hodnoty se pohybují na škále 1–9, kromě vlhkosti, jejíž škála je 1–12. Vypočtením vážených průměrů EIH ze všech rostlin přítomných na lokalitě byla získána základní představa o tom, jaké dlouhodobé poměry z hlediska uvedených faktorů panují na jednotlivých prameništích i v obou skupinách pramenišť a jejich vzájemné odlišnosti.

Světelnost: Indikační hodnoty světelnosti se pohybují v rozmezí 1 až 9, přičemž nejnižší hodnota 1 znamená, že rostliny tolerují velmi silný zástín, nejvyšší hodnota 9 pak indikuje rostliny vyžadující plné oslunění. Co se týče lučních pramenišť, nejnižší naměřená hodnota je 6,4, nejvyšší pak 7,7, tudíž se zde objevují rostliny vyžadující mírné oslunění. U lesních pramenišť je rozmezí průměrů o něco nižší, a to od 5,3 do 6,9, což indikuje vegetaci polostinných míst.

Teplota: Pro teplotu je rozmezí stanoveno od 1, což jsou velmi chladné oblasti (alpínské nebo boreálně-arktické) do 9, které indikují nejteplejší oblasti a mikrohabitaty. Rozsah u lučních pramenišť je od 4,7 do 5,6, což značí přechodné oblasti (nižší horský stupeň, speciální mikrohabitaty). Vegetace lesních pramenišť má

indikační hodnoty pro teplotu mírně nižší, a to od 3,8 do 5,3, což značí výskyt chladnomilnějších druhů rostlin, než je tomu v případně lučních prameništ'.

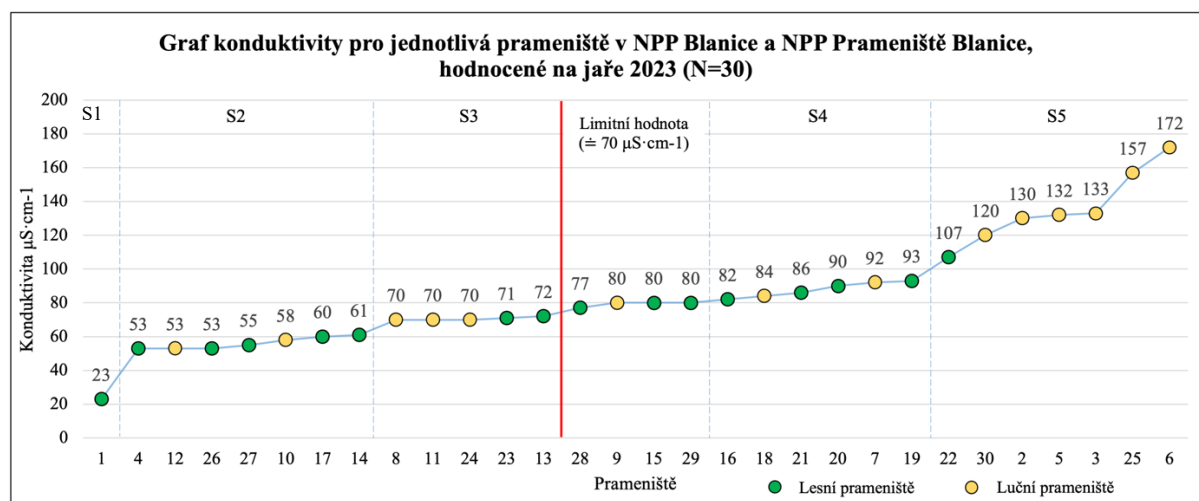
Vlhkost: Indikační hodnoty pro vlhkost jsou stanoveny od kategorie 1 pro velmi suché půdy po kategorii 9 pro druhy zamokřených půd. Kategorie 10-12 platí pro druhy vodních rostlin. Indikační hodnoty pro luční prameniště se pohybují od 7,4 do 8,9, což je na pomezí rostlinných druhů vlhkých půd až druhů zamokřených půd. Hodnoty lesních prameništ' jsou nižší, a to od 6,6 do 8,5. Znamená to, že v lesní prameniště mohou být méně podmáčená, tudíž je zde méně mokřadních rostlin.

Půdní reakce: Nízké indikační hodnoty pro půdní reakci znamenají kyselé prostředí, vyšší hodnoty indikují naopak bazické. V lučních prameništích se hodnoty pohybují mezi 4,4-6,6, což značí, že některá luční prameniště jsou spíše bazičtější. U lesních prameništ' není v hodnotě půdní reakce takový rozsah jako u lučních, a to od 5,6 do 6, což indikuje výskyt rostlinných druhů středně kyselých až neutrálních půd).

Živiny: Kategorie 1 indikuje na živiny extrémně chudá stanoviště, naopak kategorie 9 značí velmi bohatá (extrémně úživná) stanoviště. Hodnoty živin pro luční prameniště se pohybují od 4,2 do 5,7. Druhy rostlin v lučních prameništích indikují středně chudá (mesotrofní) stanoviště. Hodnoty živin pro lesní prameniště se pohybují od 3,8 do 6,1. To znamená, že chudá (oligotrofní) prameniště se nacházejí pouze na lesních stanovištích, nicméně lesní prameniště č. 19 a 21 se hodnotou pro živiny blíží bohatým (eutrofním) stanovištím. Tato prameniště se liší od ostatních lesních prameništ' tím, že se v těsné blízkosti nachází velké množství mrtvého dřeva. Prameniště č. 19 se nachází pod starým rozkládajícím se olšovým polykormonem a v prameništi č. 21 se nachází mohutný vyvrácený smrk a velké množství dalšího mrtvého dřeva.

5.3 Konduktivita vody studovaných pramenišť a napojení na říční síť

Pomocí sledování hodnoty konduktivity vody v prameništích bylo nepřímým způsobem zjištěno, kolik rozpuštěných minerálních látek se ve vodě jednotlivých pramenišť nachází. Pro perlorodku je limitní hodnota $70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Absolon et Hruška, 1999).



Obr. 23: Graf konduktivity v jednotkách $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Jednotlivá prameniště jsou značena zelenými (lesní) a žlutými (luční) body a dle hodnot konduktivity jsou rozdělena do skupin S1-S5. Skupiny jsou odlišeny svislou modrou přerušovanou čarou. Červená svislá čára značí limitní hodnotu pro perlorodku.

Konduktivita u 13 pramenišť je pro perlorodku vyhovující, 17 pramenišť již přesahuje limitní hodnotu pro perlorodku, z toho je 9 lučních a 8 lesních (Obr. 23). 5 z vyhovujících pramenišť není napojeno na říční síť, jejich vývěr stagnuje a neodtéká, naopak z nevyhovujících pramenišť s nadlimitní hodnotou konduktivity je napojeno na říční síť a odtéká 14 (ze 17), a to i prameniště s nejvyšší naměřenou hodnotou, prameniště 6. Vývěr u těchto pramenišť stagnuje, nicméně odtok slabě odtéká do toků vyššího řádu.

Sledovaná prameniště byla dle hodnot konduktivity rozdělena do pěti skupin (Obr. 23; S1–S5).

Nejnižší hodnoty tj. $23 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ byly naměřeny ve skupině S1 (s jediným prameništěm č. 1). Skupina 2 zahrnuje prameniště s hodnotou konduktivity mezi $53\text{--}61 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Jedná se o prameniště č. 4, 10, 12, 17, 26 a 27. Až na prameniště č. 17 (prameniště Baudyšové) jejich vývěr stagnuje. Přesto se ale stále jedná o poměrně nízkou hodnotu konduktivity.

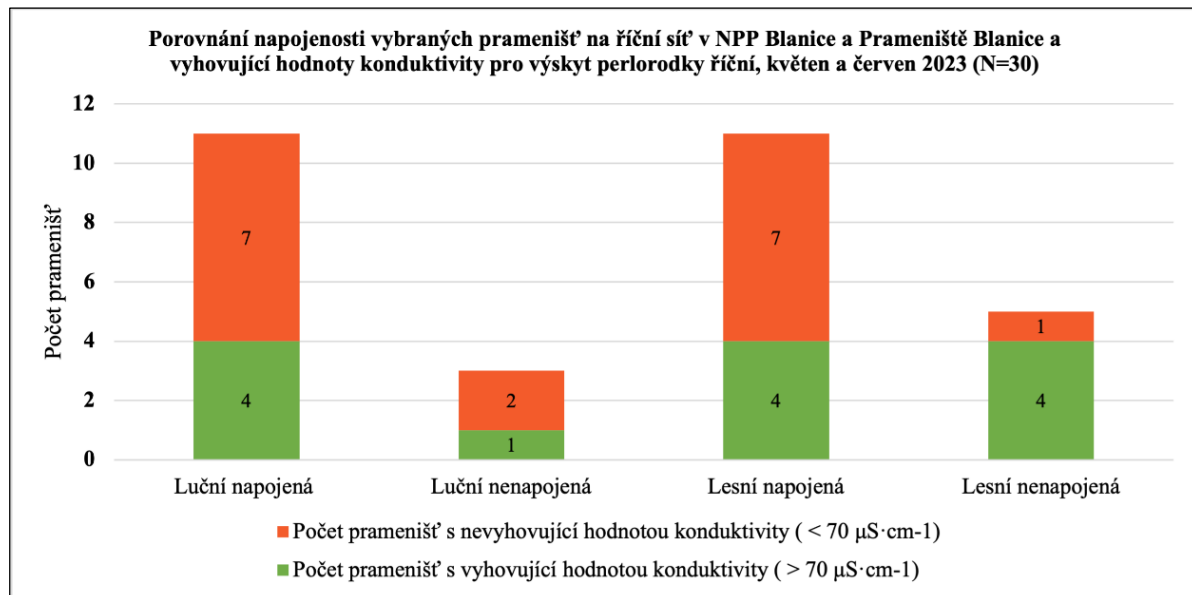
Do skupiny S3 spadají prameniště s hodnotou konduktivity mezi $70\text{--}80 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Tato hodnota je již hraniční pro výskyt perlorodky v povodí. Jedná se o prameniště č. 8, 11,

13, 23, 24 a 28. Vyjma prameniště č. 28 má v této skupině vodní prostředí teplotu mezi 10–13 °C a jsou prameniště jsou zastíněna listnáči (opět vyjma prameniště č. 28, které je silně zastíněno smrkem).

Předposlední skupina S4 zahrnuje prameniště č. 16, 18, 21 a 20, kde byly naměřeny hodnoty konduktivity mezi 82–93 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Vyjma prameniště č. 18 (Dortův dar) jsou zbylá tři prameniště středně až silně zastíněna smrkem. Prameniště 18 se nachází na louce a je na plném osvitu.

Poslední skupina S5 s nejvyššími hodnotami konduktivity zahrnuje prameniště 2, 3, 5, 6, 22, 25 a 30. Tato prameniště jsou buď silně zastíněna, nebo antropogenně ovlivněna, a to ponecháním mrtvého dřeva po těžbě, nebo se nachází se pod pastvinami, na loukách a poblíž cest nebo chat (Tab. 1). Vývěr z těchto pramenišť stagnuje a rozlévá se do mokřadních luk, nicméně u pramenišť č. 2, 5, 6 22 a 25 slabě odtéká. Voda s vysokou konduktivitou se tak dostává do toků vyššího řádu a do Blanice.

Ze 30 sledovaných pramenišť má příznivou hodnotu konduktivity vzhledem k nárokům perlorodky pouze 13 z nich a z toho pouze 8 doteče až do hlavního toku - Blanice. Naopak ze 17 nepříznivých pramenišť jich do toků vyššího řádu doteče 14 z nich (Obr. 24)



Obr. 24: Graf porovnání napojenosti vybraných pramenišť na říční síť v NPP Blanice a Prameniště Blanice a vyhovující hodnoty konduktivity vody pro výskyt perlorodky říční.

Rostlinná vegetace reaguje na různé hodnoty konduktivity, např. v lučních prameništích s nižší hodnotou konduktivity byla zaznamenána větší pokryvnost prameništní vegetace, a to hlavně u řeřišnice hořké (*Cardamine amara*), vrbovky

tmavé (*Epilobium obscurum*) a ptačince mokřadního (*Stellaria alsine*) než u nadlimitních lučních pramenišť. V těch měla zdaleka nejvyšší pokryvnost skřípina kořenující (*Scirpus radians*) a skřípina lesní (*S. sylvaticus*) v kombinaci s blatouchem bahenním (*Caltha palustris*).

V lesních prameništích s vyhovující hodnotou konduktivity vody, které nejsou celoročně silně zastíněny smrkem, měly nejvyšší pokryvnost druhy pramenišní vegetace, zejména pak řeřišnice hořká (*Cardamine amara*) a ptačinec mokřadní (*Stellaria alsine*). V lesních prameništích s nadlimitní hodnotou konduktivity měl největší zaznamanou hodnotu pokryvnosti blatouch bahenní (*Caltha palustris*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*) a pastarček potoční (*Tephrosieris crispa*). V lesních prameništích, která mají vyhovující konduktivitu vody a jsou celoročně silně zastíněná smrkem, má největší pokrvnost papratka samičí (*Athyrium filix-femina*). V lesních prameništích s nadlimitní hodnotou konduktivity a celoročním smrkovým zastínem převažuje pokryvností blatouch bahenní (*Caltha palustris*) a mechy, nicméně tato prameniště jsou silně degradovaná a celková pokryvnost E1 patra není vyšší než 35 % (prameniště č. 27, 28).

5.4 Vyhodnocení stavu vegetace na TMP založených v roce 2016

V území NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice bylo v roce 2016 založeno A. Vydrovou 5 TMP pro hodnocení a testování různých managementových opatření na lučních porostech. Jednalo se o sledování vývoje vegetace na nekosených plochách (oblast Spálence), kosených nehnojených plochách (oblast Miletínek) a na kosených a hnojených plochách (oblast Miletínek). Na těchto TMP byly provedeny fytoocenologické snímky publikované v Metodice podpory perlorodky říční (Simon et al., 2018).

Jedním z cílů této práce bylo zopakovat tyto fytoocenologické snímky a porovnat a vyhodnotit stav vegetace po 7 letech. Nicméně bezpečně dohledat se podařilo pouze 2 TMP, a to v oblasti Spálence, tj. nekosené a nehnojené TMP (Obr. 25).

Přibližně ve stejném období (fenologické fázi) zde byly zopakovány fytoocenologické snímky, podrobné informace o lokalitách a vegetačních snímcích uvádí Příloha 2.

Na základě zaznamenaného druhového složení a pokryvnosti jednotlivých druhů v TMP z let 2016 a 2023 byly spočítány vážené průměry pro Ellenbergovy indikační hodnoty jednotlivých snímků (Tab. 7), aby bylo možné porovnat, zda zde v hlavních

ekologických faktorech (EIH) došlo k nějakému výraznému posunu za období posledních 7 let.

Tab. 7: Vážené průměry Ellenbergových indikačních hodnot jednotlivých fytoecologických snímků ve studovaných lokalitách, porovnání z let 2016 a 2023.

EIH	Spálenec 1 (2016)	Spálenec 1 (2023)	Spálenec 2 (2016)	Spálenec 2 (2023)
Světlo	7,1	6,8	7,1	7,1
Teplota	5,5	5,4	5,6	5,4
Vlhkost	6,9	7	6,7	6,8
Půdní reakce	3,2	4,4	4,1	4,5
Živiny	4,1	4,5	4,5	4,7

Indikační hodnoty pro světlo zůstávají stabilní a značí výskyt rostlin vázaných na mírné oslunění. U hodnot teploty se výskyt rostlinných druhů váže k přechodným oblastem (nižší horský stupeň) a rovněž zůstávají hodnoty EIH podobné. Hodnoty pro vlhkost se pohybují stabilně kolem 7, což indikuje rostlinné druhy vlhkých půd a nikterak se za poslední roky nezměnily. Hodnoty se naopak markantně změnily pouze u faktoru půdní reakce v lokalitě Spálenec 1, a to z původních 3,2 na současných 4,4, což indikuje výskyt více druhů vázaných na bazičtější prostředí. Z hlediska živin je zde zaznamenán jen slabý posun od chudých (oligotrofní) stanovišť (EIH hodnota 3) na středně chudá (mesotrofní) stanoviště (EIH hodnota 5).

Co se týče zastoupení rostlin, u prvního snímku na Spáleneckém potoce dochází k mírnému navýšení vysokobylinné vegetace (Příloha 5). Vyšší pokryvnost byla zaznamenána u skřípiny lesní (*Scirpus sylvaticus*) a pryskyřníku prudkého (*Ranunculus acris*). Naopak pokles pokryvnosti byl zaznamenán u ostřice obecné (*Carex nigra*), která se vyskytuje v lokalitách na živiny velmi chudých. To může značit zvýšený obsah živin v půdě, jelikož obě plochy zůstávají nekosené. Na druhé snímané lokalitě na Spálenci zůstává stav vegetace téměř stabilní, drobné změny se odehrávají pouze u pomněnky hajní (*Myosotis nemorosa*), která se vyskytuje na mírně živinami bohatých místech a v druhé TMP se její pokryvnost navýšila. Nicméně, co se druhové bohatosti týče, pro obě lokality je zde zřejmý výrazný pokles počtu druhů. Na první lokalitě je z 33 rostlinných druhů nalezených 25, k vymizení došlo např. u kerblíku lesního (*Anthriscus sylvestris*), máty rolní (*Mentha arvensis*), třezalky tečkované (*Hypericum maculatum*), hrachoru lučního (*Lathyrus pratensis*) a rozrazilu rezekvítu (*Veronica chamaedrys*). Celkový počet rostlinných druhů na této lokalitě sice poklesl,

nicméně zde byl nově zaznamenán výskyt některých druhů prameništní vegetace, např. řeřišnice hořká (*Cardamine amara*).

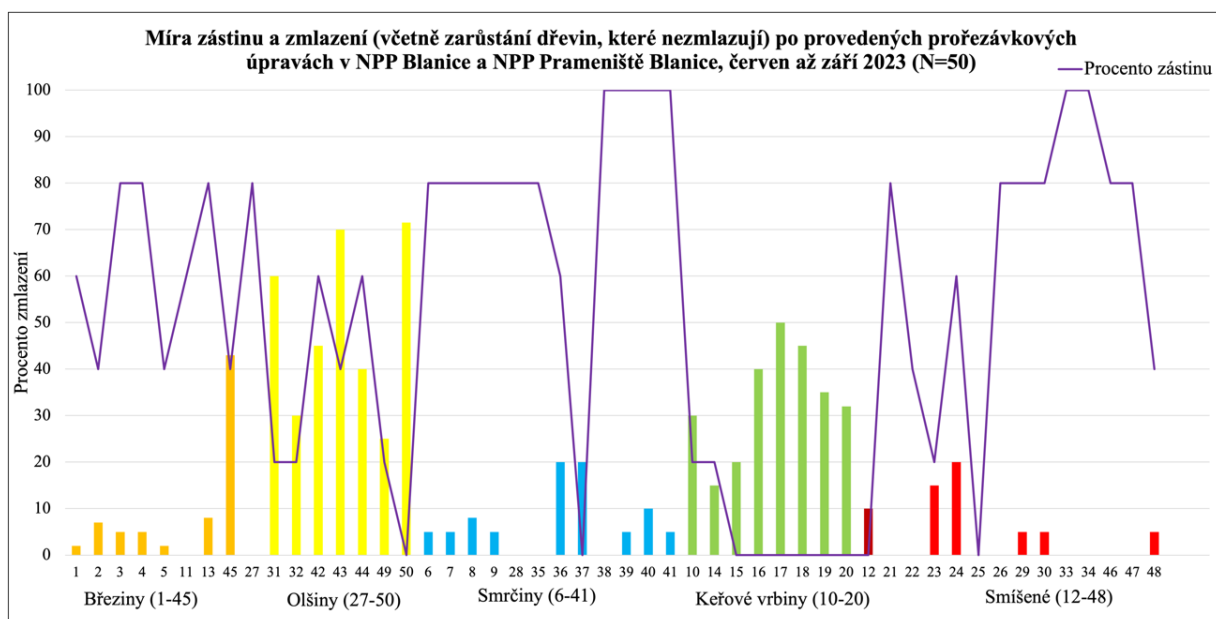
Na druhé snímané lokalitě došlo k poklesu z 32 druhů rostlin na současných 26. Mezi nezaznamenané druhy rostlin patřil např. řebříček obecný (*Achillea millefolium*), tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*), svízel bahenní (*Galium palustre*) a berdník větší (*Pimpinella major*). Výskyt byl nově zaznamenán např. u kohoutku lučního (*Lychnis flos-cuculi*).



Obr. 25: Luční porost na Spálenci se založenou TMP, foto: Barbora Tomešová, 16. 6. 2023.

5.5 Hodnocení prořezávkových úprav

Cílem prořezávkových úprav v NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice provedených správou CHKO Šumava v roce 2018 bylo prosvětlení lokalit tak, aby v ideálním případě tak, aby co nejméně docházelo ke zpětnému zarůstání. Úspěšnost těchto opatření byla hodnocena z hlediska procenta zástínu na lokalitě a procenta zarůstání, a to ať už náletem, mladými semenáčky, nebo zmlazováním.



Obr. 26: Míra zmlazení v poměru s procentem zástínu na jednotlivých lokalitách včetně zarůstání mladými stromky v případě dřevin, které nezmlazují. Jednotlivé sloupce jsou dle dominantních dřevin barevně odlišeny.

Z grafu (Obr. 26) je vidět, že 6 ze sledovaných padesáti ploch je i po provedených úpravách stále plně zastíněno. Jedná se o smrkové porosty (lokalita 38, 39, 40 a 41) a smíšený les (lokalita 33 a 34). Zástín je zde i po úpravách silný, protože nebyly odstraněny vysoké smrky v okolí. Ve smrkovinách byl totiž prořezán jen úzký pás podél vodoteče, a to do 30 m. Do pěti let od provedení prosvětlovacích úprav byl na 26 z nich zaznamenán zástín vyšší než 50 %, nicméně co se týče březových porostů, i přes vyšší zástín u některých z nich zde k výraznému zarůstání nedochází. Tyto lokality zůstávají zpravidla prosvětlené. Z březových prořezávek podléhá největšímu zarůstání lokalita č. 45, nicméně zde dochází po prosvětlení lokality k zarůstání olšemi, nikoliv břízami, jejichž vzrostlí jedinci dále lokalitu přistiňují. Zmlazení olší zde nicméně není tak výrazné, jako v lokalitách s nižším zástínem. V ostatních březových porostech k výraznému zarůstání březin nedochází.

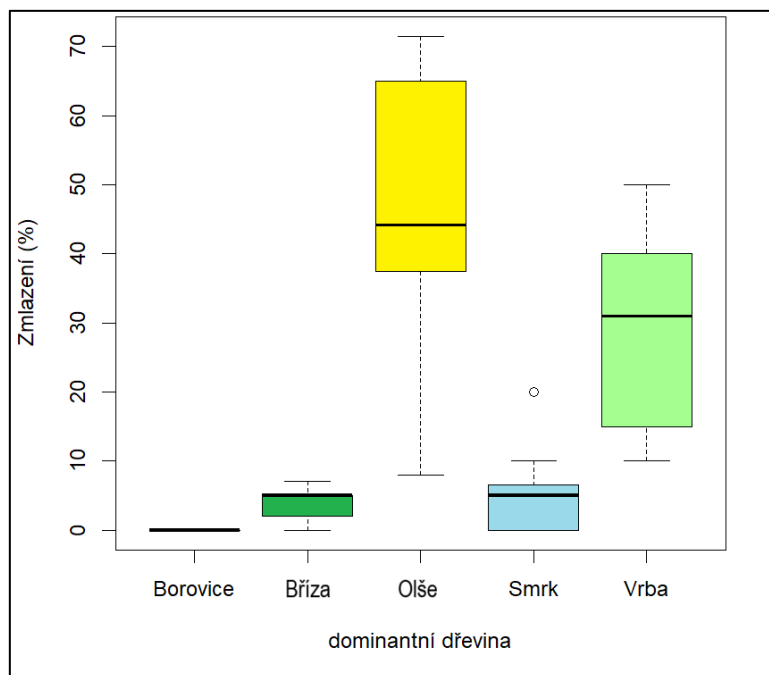
Z grafu (Obr. 26) lze vyčíst, že prořezané lokality s vrbinami a olšinami zmlazují nejvýrazněji, a to zejména ty, které mají buď nízký, nebo žádný zástín. Olšová lokalita č. 50 není zastíněna vůbec a zmlazení je zde nejvyšší z celého hodnoceného souboru dat. Dá se říci, že v průměru dosahuje zmlazení u olší 55 % a u vrbin 33 %. Z keřových vrbin je nejmenší zmlazení v lokalitě č. 14, která je z 20 % zastíněna.

Ve smrkových prořezávkách k zarůstání mladými smrkami dochází pomalu (v průměru je míra zmlazení 6,5 %), nejvíce v lokalitách č. 36 (10 %) a 37 (20 %), které jsou

zastíněny nejméně z hodnocených smrčín. Z keřových vrbin je nejmenší zmlazení v lokalitě 14, která je z 20 % zastíněna. Ve smíšených lokalitách je nejzajímavější lokalita č. 25, která není zastíněna, a přesto zde nedochází k žádnému zmlazení ani zarůstání. V této konkrétní lokalitě je dominantní dřevinou borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a jedná se o sluncem/osvitem silně exponovanou plochu.

K vyhodocení vlivu zástinu na zmlazení a zarůstání byla použit test analýzy rozptylu. Nejsilněji zmlazují (a zarůstají) lokality, které mají nejnižší nebo žádný zástin (anova, Df = 1, F-value = 24.34, $p < 0,001$).

Bylo hodnoceno, která prosvětlená lokalita s dominantní dřevinou zmlazuje či zarůstá nejvíce. Byl proveden test – ANOVA – Posthoc – Tuckey.



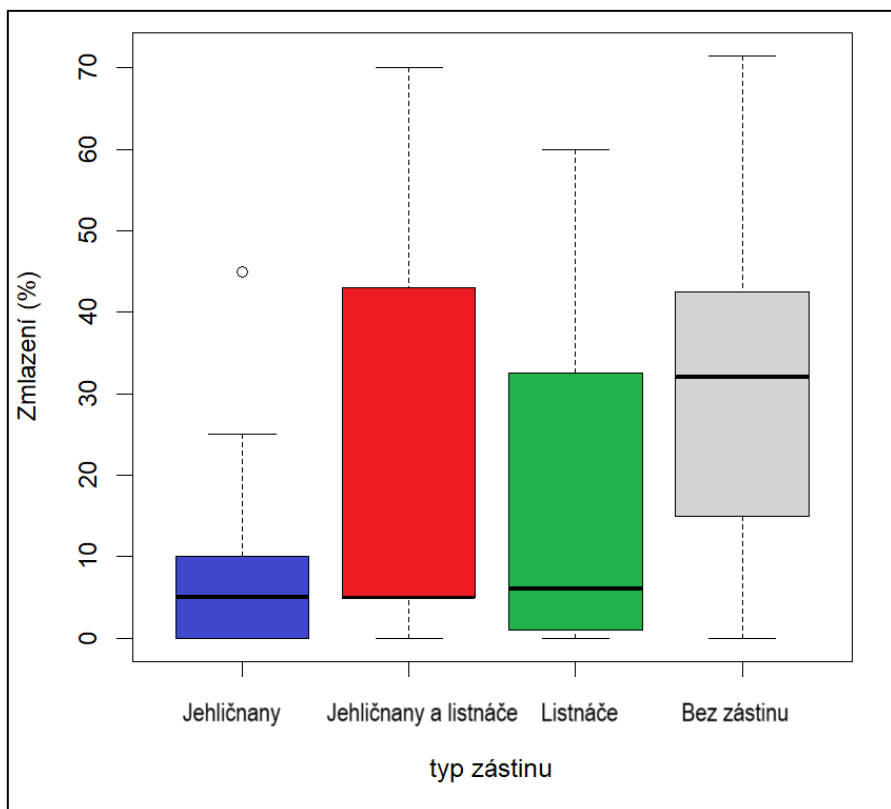
Obr. 27: Závislost zmlazení/zarůstání na ploše na dominantní dřevině. Nejvyšší míra zmlazení se projevila signifikantně u vrb a olší.

Nejvyšší míra zmlazení je v případě, pokud dominantní dřevinou je olše či vrba (Obr. 27). V obou případech je rozdíl oproti efektu jiných dřevin signifikantní (Tab. 8). Výsledky jsou uvedeny v Tab. 8.

Tab. 8: Porovnání prosvětlených ploch s různými dominantními dřevinami, které zmlazují/zarůstají.

Porovnání zmlazení/zarůstání plochy s dominantní dřevinou	p-hodnota	Průkazné
Bříza-Borovice	0.3327940	Ne
Olše-Borovice	0.0000277	Ano
Smrk-Borovice	0.2360231	Ne
Vrba-Borovice	0.0001485	Ano
Olše-Bříza	0.0000100	Ano
Smrk-Bříza	0.9996902	Ne
Vrba-Bříza	0.0001093	Ano
Smrk-Olše	0.0000009	Ano
Vrba-Olše	0.8467513	Ne
Vrba-Smrk	0.0000100	Ano

Hodnoceno také bylo to, jestli závisí míra zmlazení na typu zástinu a druhu dřeviny, který zástin způsobuje.



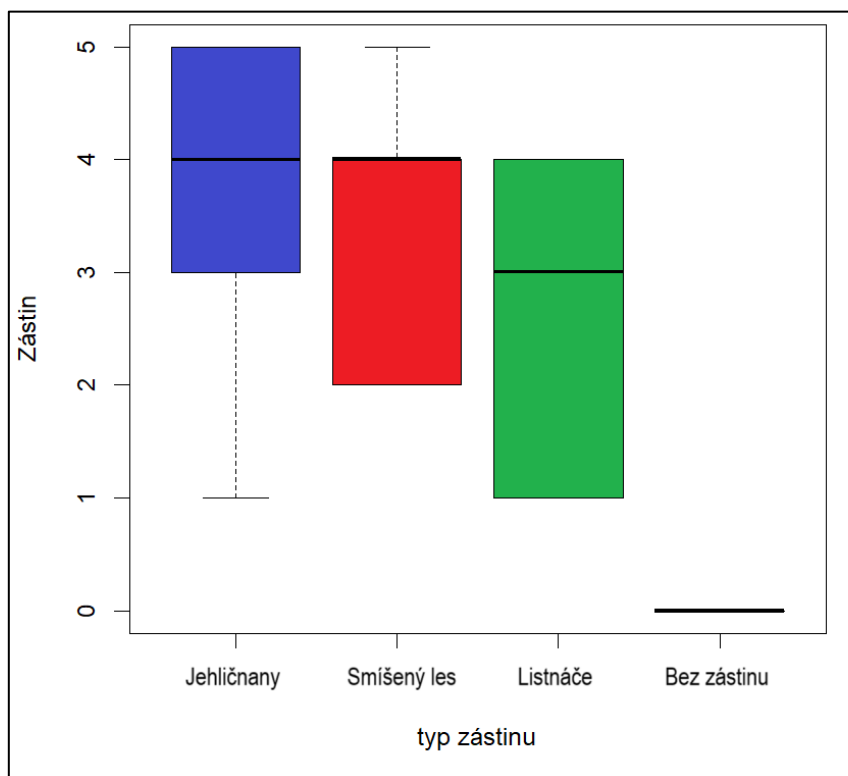
Obr. 28: Míra zmlazení/zarůstání v závislosti na typu zástinu (dle typu dřeviny zastínující plochu).

Míra zmlazení se signifikantně liší pouze mezi plochami, které jsou zastíněny jehličnany a které nejsou zastíněny vůbec (Tab. 9). Plochy silně zastíněné jehličnany zarůstají/zmlazují minimálně, zatímco plochy bez zástinu zarůstají/zmlazují masivně (Obr. 28).

Tab. 9: Porovnání míry zmlazení (a zarůstání u dřevin, které nezmlazují) mezi jednotlivými typy zástinu za použití t-testu.

Typ zástinu 1	Typ zástinu 2	Stupně volnosti	t hodnota	P hodnota	průkaznost
jehličnany	listnáče	31	1.4911	0.1461	Ne
jehličnany	smíšený	25	-1.7493	0.09251	Ne
jehličnany	bez zástinu	30	3.8639	0.0005543	Ano
listnáče	smíšený	16	-0.43325	0.6706	Ne
listnáče	bez zástinu	21	1.5925	0.1262	Ne
bez zástinu	smíšený	15	0.71698	0.4844	Ne

Hodnoceny byly míry zástinu a typy zástinu dřevin, které ho způsobují.



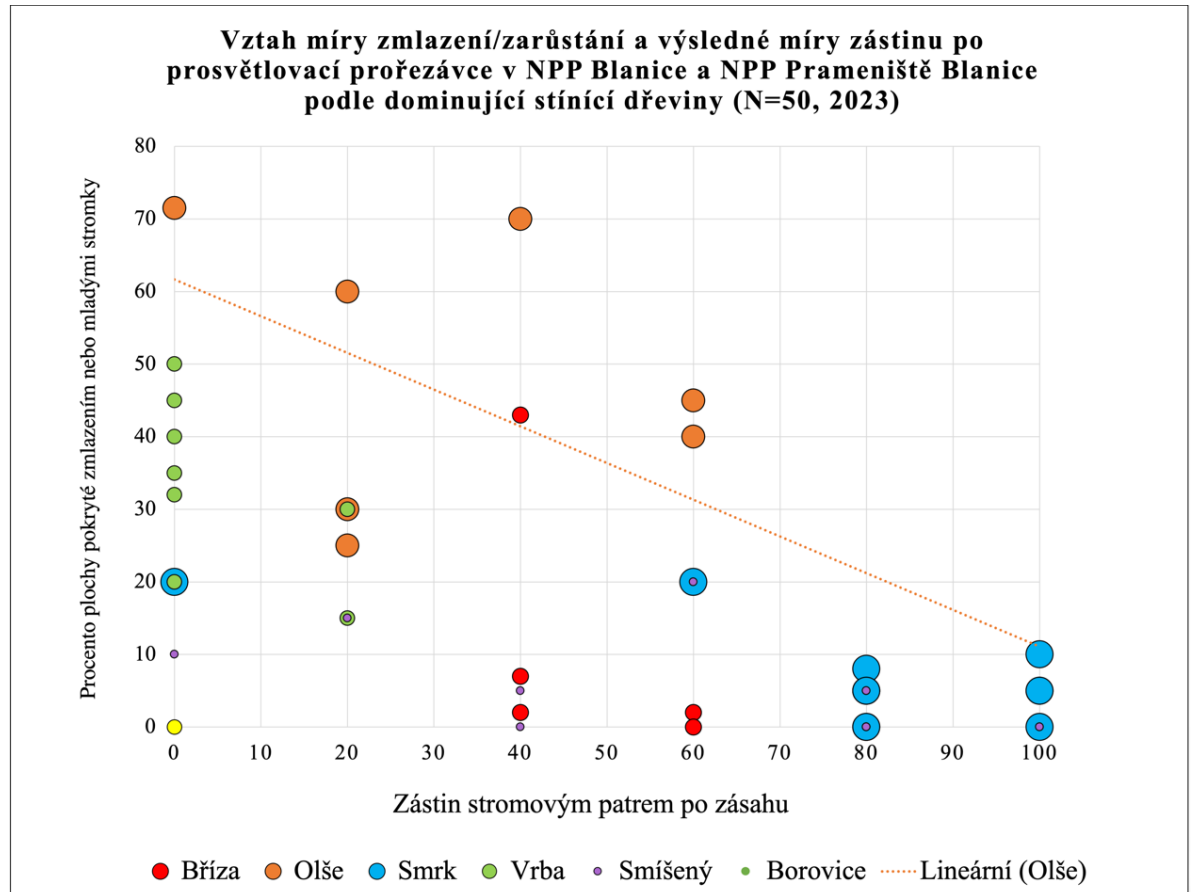
Obr. 29: Míra zástinu v závislosti na typu zástinu (dle typu dřeviny zastiňující plochu). Zástin: 0 – žádný zástin, 5 – maximální stoprocentní zástin.

Jehličnany způsobují prokazatelně nejvyšší míru zástinu oproti všem ostatním kategoriím. Signifikantně nižší míra zástinu pak jde od listnatých stromů a nejnižší míra zástinu je samozřejmě u bezlesí (Obr. 29). Míra zástinu ve smíšeném lese je mezistupněm míry zástinu v jehličnatém a listnatém lese a neliší se signifikantně ani od jednoho z uvedených typů lesa (Tab. 10).

Tab. 10: Porovnání míry zástinu mezi jednotlivými typy zástinu za použití t-testu.

Typ zástinu 1	Typ zástinu 2	Stupně volnosti	t hodnota	P hodnota	průkaznost
Listnáče	Jehličnany	31	-2,32	0,027	Ano
Listnáče	Smíšený	16	-1,43	0,173	Ne
Listnáče	Bez zástinu	21	6,52	< 0,001	Ano
Jehličnany	Smíšený	25	0,28	0,779	Ne
Jehličnany	Bez zástinu	30	9,44	< 0,001	Ano
Smíšený	Bez zástinu	15	-9,75	< 0,001	Ano

K názornému zobrazení míry zmlazení/zarůstání dominantní dřevinou v hodnocených lokalitách a míra zástínu stromovým patrem byla vynesena do bodového grafu. Graf zobrazuje, že čím více je lokalita osvětlená, tím více zmlazuje a zarůstá.



Obr. 30: Závislost zmlazení na zástínu. Typy lesa jsou vyznačeny body o různých velikostech a barvách.

Obr. 30 zobrazuje gradient zástínu a procenta zmlazení (a zarůstání od dřevin, které nezmlazují). I přes provedené prořezávkové úpravy je na některých lokalitách pořád plný zástín, jedná se zejména o smrkové porosty a v jednom případě o smíšený les. Z grafu (Obr. 30) je také vidět, že nejvýrazněji zmlazuje olše, přičemž při 60 % zástínu zmlazuje méně. Výrazně také zmlazuje vrba při nulovém zástínu a při 20 % zástínu zmlazuje méně. Smrkové a smíšené porosty nezarůstají více než z 20 %, u březin je vyšší zarůstání pouze v jednom případě, 45 % při zástínu 40 %.

5.6 Hodnocení vývoje vybraných prosvětlených ploch z ortofoto snímků

Pro další hodnocení vývoje vegetace na prosvětlených lokalitách bylo využito ortofoto snímků z let před zásahem, těsně po zásahu a současný stav. Bylo vybráno 5 lokalit, z jejichž porovnání byl vývoj nejvíce patrný.

Nad kapličkou – lokalita č. 2



Obr. 31: Porovnání ortofoto snímků mezi lety 2012, 2018 a 2023 (zdroj dat: ČÚZK), upraveno, červeně vyznačená prořezaná oblast (2018).

Na Obr. 31 lze vidět lokalitu Spáleneckého potoka-Nad kapličkou (lokalita č. 2) v oblasti pod Dolní Sněžnou. Před zahájením úprav je z archivních ortofoto snímků možné pozorovat, že je lokalita zarostlá březovými a vrbovými porosty (rok 2012). Po prořezávce v roce 2018 je možné vidět mimo úbytku stromů a keřů i ponechání některých vzrostlých bříz. V současné době je lokalita stále prosvětlená a ke zpětnému zarůstání zde nedochází (Obr. 32).



Obr. 32: Prořezávka 2, lokalita Nad kapličkou, březový háj. Červený sloupek – vyznačení rohu hodnocené prořezávky, foto: Barbora Tomešová, září 2023.

Pod kapličkou – lokalita č. 12 – Jižně od kapličky



Obr. 33: Porovnání ortofoto snímků mezi lety 2012, 2017 a 2023, (zdroj dat: ČÚZK), upraveno, červeně vyznačená prořezaná oblast.

Podobná situace jako u předešlého porovnání nastala po prořezání u prameniště v lokalitě pod Dolní Sněžnou, kde rovněž došlo k prosvětlení březových porostů. Na obrázku 27 z roku 2023 je možné vidět ponechanou břízu a množství prosvětlených míst, na kterých nedochází ke zpětnému zarůstání (Obr. 33).

K výraznému zarůstání nedochází ani v dalších hodnocených březových lokalitách, jako jsou lokality č. 1, 3, 4, 5, 11, 13 a 27 (např. Obr. 34).



Obr. 34: Prořezávka č. 4, lokalita Nad kapličkou, březový háj. Červený sloupek – vyznačení rohu hodnocené prořezávky. V pravé části – ponechané mrtvé dřevo. foto: Barbora Tomešová, září 2023.

Několik hodnocených lokalit nesplnilo účel prořezávek s cílem prosvětlení, jelikož krátce po zásahu byla pozorována relativně rychlá zpětná sukcese.

Vyšenský potok – lokalita č. 50



Obr. 35: Porovnání ortofoto snímků mezi lety 2012, 2018 a 2023, (zdroj dat: ČÚZK), upraveno, červeně vyznačená oblast prořezání.

Příkladem takovéto situace je lokalita na Vyšenském potoce (Obr. 35), kde došlo k prořezání porostů olší (prořezávka č. 50). Z archivního ortofoto snímku z roku 2012 je zřetelný hustý stromový zápoj. Po zásahu v roce 2018 je vidět markantní prosvětlení, nicméně v současnosti je pozorovatelný podobný zápoj jako před zásahem a plocha se opět plně uzavírá před osvitem. V této lokalitě došlo k jednomu z největších zmlazení olší ze všech hodnocených lokalit. Bylo zde nalezeno celkem 23 pařezů a všechny z nich jsou nyní hustě obrostlé zmlazenými olšemi (Obr. 36).

Prořezané olšové porosty nejsou problémem pouze lokality Vyšenského potoka (č. 49 a 50 Obr. 37, 38), ale také v dalších oblastech kolem Tetřívčího potoka (č. 31, 32, 42, 43) a Koryta (č. 44 a 45).



Obr. 36: Prořezávka 43, lokalita Vyšenský potok, zmlazené olše, foto: Barbora Tomešová, září 2023.



Obr. 37: Zmlazené olše po prořezávkových úpravách v NPP Blanice, lokalita 50, foto: Barbora Tomešová, září 2023.



Obr. 38: Zmlazené olše po prořezávkových úpravách v NPP Blanice v roce 2018, lokalita 49, foto: Barbora Tomešová, září 2023.

Spálenec – lokality č. 16–20



Obr. 39: Porovnání ortofoto snímků Nad Spálenecem mezi lety 2012, 2018 a 2023, (zdroj dat: ČÚZK, upraveno), červeně vyznačená oblast prořezání, červené šipky směřují na zmlazené vrbové keře.

Dalším příkladem silného zpětného obrůstání pařezů jsou i hodnocené prořezávky Pod Spálenecem (č. 16–20, Obr. 39). Na podmáčené louce v oblasti Spálenec v roce 2012 rostlo velké množství keřových vrby. Všechny vrby byly v rámci prosvětlení odstraněny a v současnosti zde zmlazují jako silně husté neprostupné keře, byť na ortofotu z roku 2023 tyto změny ještě nejsou dobře patrné, v terénu jsou husté porosty znatelné (Obr. 40).



Obr. 40: Zmlazené vrby v oblasti Nad Spálenecem. Foto: Barbora Tomešová, září 2023.

Luční potok – Lokalita č. 25

Zajímavou lokalitou se ukázal být Luční potok, kde byly provedeny prořezávky v porostu původní borovice lesní (AOPK, 2013). Lokalita byla prosvětlena v roce 2018 (Obr. 41).



Obr. 41: Porovnání ortofoto snímků v lokalitě Lučního poroky mezi lety 201, 20218 a 2023, (zdroj dat: ČÚZK, upraveno), červeně vyznačená oblast prořezání.

Ke zpětnému zarůstání zde nedochází (Obr. 42).



Obr. 42: Prosvětlená lokalita na Lučním potoce, dominantní borovice lesní. Foto: Barbora Tomešová, září 2023.

Tetřívčí potok – lokalita 42

Prořezávky byly provedeny i ve smrkových porostech, nicméně k prosvětlení lokalit nedošlo a pořád zde panuje velmi silný zástín v rozmezí 80–100 %. Příkladem je vybraná prosvětlená plocha č. 42. Na Obr. 43 je vidět, že před prosvětlovacím zásahem zde panuje silný zápoj jehličnanů. Po prosvětlení podél vodoteče v roce 2018 je zde patrné mírné prosvětlení, nicméně na ortofoto snímku z roku 2023 už je opět plný zápoj jehličnanů.



Obr. 43: Porovnání ortofoto snímků v lokalitě č. 42 – Tetřívčí potok mezi lety 2012, 2018 a 2023, (zdroj dat: ČÚZK, upraveno), červeně vyznačená oblast prořezání.

Tento vývoj po prosvětlovacích úpravách v hustých smrkových porostech se netýká pouze lokality č. 42, ale také další lokality Lučního potoka (č. 24), Tetřívčího potoka (č. 33, 35, 38), Koryta (č. 46, 47) a Křišťanova (č. 28). Na Obr. 44 je vidět, že k zarůstání zde nedochází, nicméně zde panuje velmi silný celoroční zástín.



Obr. 44: Prosvětlená lokalita v oblasti Tetřívčího potoka ve smrkové monokultuře. Lokalita je i přes úpravy silně zastíněna. Foto: Barbora Tomešová, září 2023.

5.7 Založení trvale monitorovaných ploch pro hodnocení vývoje prosvětlených lokalit

Na základě prostudování 50 čtverců s provedenými prosvětlovacími úpravami bylo vybráno 10 z nich, na nichž byly založeny trvale monitorované plochy pro budoucí hodnocení vývoje vegetace. TMP byly vybrány tak, aby byla co do počtu stejně zastoupena lokalita s každou dominantní dřevinou (1x borovice, 1x bříza, 2x keřové vrby, 2x olšina, 1x olše v břízách, 2x smrk, 1x smíšený les). Lokalizace všech trvale monitorovaných ploch je v uveden v Příloze 4. Informace o značení, lokalizaci ploch a primární data nasbíraná na plochách v roce 2023 byly předány pro budoucí využití a zopakování hodnocení v čase Správě NP a CHKO Šumava. Lokalizaci založených TMP je možné vidět na Obr. 11 společně se všemi hodnocenými plochami prořezávkových úprav.

První TMP v oblasti Nad kapličkou (TMP č. 1) byla založena na Snežném potoce. Další dvě TMP v oblasti Horní Sněžné (jižně od oblasti Nad kapličkou) jsou na Spáleneckém potoce (TMP č. 2, 3) a další TMP v oblasti Spálence je v lokalitě se silně zmlazenými vrby (TMP č. 4). Další TMP se nachází v oblasti Lučního potoka (TMP č. 5) a Křišťanova (TMP č. 6). Zbylé čtyři jsou na Tetřívčím potoce (TMP č. 7, 8, 9 a 10).

6. Diskuze

6.1 Zhodnocení stavu pramenišť

Jako hlavní faktory pro hodnocení kvality pramenišť byly stanoveny vegetační pokryvnost prameništní vegetací, hodnota konduktivity a napojenost prameniště na říční síť. Bylo zjištěno, že celkem 43 % (13 ze 30) z hodnocených pramenišť je z hlediska konduktivity vyhovující pro perlorodku říční (Obr. 23), nicméně pokryvnost prameništní vegetací na těchto prameništích je vyhovující pouze u 9 z nich. Jedno prameniště vyhovující jak hodnotou konduktivity, tak vegetačním pokryvem, není napojeno na říční síť (prameniště č. 27). Naopak 3 prameniště vyhovují hodnotou konduktivity, ale už ne skladbou vegetačního pokryvu, a přesto jsou na říční síť napojena (prameniště č. 10, 11, 12). Z pramenišť s nadlimitní hodnotou konduktivity, která byla naměřena u 57 % pramenišť (17 ze 30), je na říční síť napojeno 14 z nich, a to včetně prameniště s nejvyšší zaznamenanou hodnotou konduktivity – luční prameniště č. 6 ($172 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Z vyhovujících pramenišť, jak hodnotou konduktivity, tak vegetační skladbou, jich k populaci perlorodky říční doteče pouze 27 % z nich (8 ze 30). Je evidentní, že velkou roli hraje hodnota konduktivity, která může být zapříčiněna mnoha faktory, podrobněji rozebráno v kapitole 6.1.3.

Největším obecným problémem hodnocených pramenišť se jeví vysoká hodnota konduktivity, která je naměřena u více než poloviny z nich. Dále také napojenost pramenišť, které nemají vhodnou vegetační skladbu pro tvorbu úživného detritu, a naopak chybějící stružky u těch, které mají. V minulých stoletích se v území NPP Blanice a Prameniště Blanice vyskytovalo mnohem více listnatých stromů, které stínily jen určitou část roku. Mnoho listnatých a smíšených lesů bylo za účelem zisku půdy vykáceno a odvodněno, což mělo za následek přerušení transportu vody z pramenišť. Je proto možné, že právě kvůli tomuto plošnému odvodnění jsou dodnes lesní prameniště hůře napojena, ačkoliv konduktivitou i vegetační skladbou vyhovují. Některé odvodněné plochy byly následně zasázeny smrkem, což je dodnes patrné z ortofoto snímků z roku 1953 a 2023 (Obr. 3, 4). Smrkový opad může také navyšovat hodnoty konduktivity vodního prostředí. Jak už bylo zmíněno, pro zisk luk a pastvin byla v minulých stoletích vykácena velká část lesa, nicméně až do 50. let 20. století bylo území šetrně obhospodařováno, a to zejména kosením a extenzivní pastvou. Po vylidnění oblasti byl tento způsob hospodaření přerušen a opuštěné louky a pastviny začaly degradovat, ať už sukcesí dřevin či invazivními nebo konkurenčně

schopnějšími druhy rostlin. Otázkou zůstává, zdali má smysl dále vynakládat úsilí ve snaze navrátit stav vegetace do dob hospodářů minulého století. Zemědělci z dob minulých se jen s velmi malou pravděpodobností vrátí zpět a území tak nejspíše už nikdy nebude obhospodařováno stejným způsobem. Proto by bylo vhodné zvážit, zdali neponechat území přirozenému vývoji a snažit se upravit ty procesy, na které příroda sama nestačí, jako je rušení odvodňovacích příkopů a šetrné nahrazování smrkových monokultur původními dřevinami.

6.1.1 Luční prameniště

Z lučních pramenišť je kvůli nadlimitní hodnotě konduktivity nevyhovujících 64 % (9 ze 14), přičemž k populaci perlorodky do hlavního toku Blanice jich doteče pouze 7. Luční prameniště, která splňují jak hodnotu konduktivity, tak i kvalitu složení vegetačního pokryvu a jsou zároveň dobře napojena na říční síť, jsou pouze 2, a to prameniště č. 8 a 24.

Kvalitu vegetačního pokryvu na těchto prameništích ovlivňuje několik faktorů. Ke statisticky signifikantní hodnotě se ze zkoumaných faktorů nejvíc blíží světelnost lokality, která není na lučních prameništích nijak výrazně ovlivněna, jelikož prameniště nejsou zastíněna buď vůbec anebo jen mírně, a to solitérními listnatými stromy či keři. Tyto dřeviny v těchto nadmořských výškách olistují v pozdějších jarních měsících, takže prameništní rostliny bylinného patra stihnou vyrůst a často i vykvést před jejich olistěním a zastíněním. A podobně i na podzim vzhledem k brzkému podzimnímu shoení listů dřevin zástin nehraje až tak výraznou roli, jak se na první pohled může zdát. Zastínění pramenišť listnáči jako jsou vrby nebo olše, které jsou v obou NPP nejčastější, tak nemusí mít nutně negativní vliv na vlastní prameništní flóru, resp. její druhovou bohatost. Je však potřeba zdůraznit, že pro potřeby této práce byla vyhledávána standardní luční prameniště, prameniště zarůstající nebo zanikající vlivem zárůstu opuštěných lad a pastvin se tato práce nevěnovala, i když zcela jistě taková v území jsou a další pozornost a výzkum by v budoucnu zasloužila právě kvůli výzkumu vlivu zástinu a zárůstu pramenišť dřevinami (nejčastěji keřovými vrbami) a jejich vlivu na složení a vývoj prameništní vegetace. To se v posledních dekádách ukazuje jako důležité, neboť je otázkou, zda na zarůstajících ladech má smysl nějakým způsobem do těchto spontánně vznikajících porostů na prameništích zasahovat.

Jako významné faktory se u lučních prameništ' ukázaly být stagnace vývěru a odtoku a silné antropogenní ovlivnění. Například prameniště č. 18 (Dortův dar) vykazuje dle složení vegetace známky přirozeného prameniště, nejvyšší hodnotu pokryvnosti zde mají prameništní rostliny jako je řeřišnice hořká (*Cardamine amara*) a zblochan zplývavý (*Glyceria fluitans*), ale i trávy jako je psárka luční (*Alopecurus pratensis*) a lipnice luční (*Poa pratensis*). Hodnota konduktivity vody je v tomto prameništi $84 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, vývěr prameniště odtéká a je dobře napojen na říční síť. Zároveň se prameniště nenachází v blízkosti pastvin a není antropogenně ovlivněno. Kvalitu detritu z tohoto konkrétního prameniště ve své diplomové práci studoval také Vojtěch Macháček (2022). Zjistil, že přírůstky juvenilních perlorodek krmených detritem z tohoto prameniště jsou jedny z nejmenších. Je tedy otázkou, které další faktory hrají významnou roli pro tvorbu kvalitního detritu.

Ostatní luční prameniště disponují mnohem vyšší hodnotou konduktivity, jsou zařazeny do skupiny S5 (Obr. 23). Vývěr těchto prameništ' stagnuje a voda se rozlévá v mokřadní louku. Rozlivem je detrit usazován v půdě, dochází k hromadění živin na lokalitě, nicméně do hlavního toku se tento detrit nedostává. Některá prameniště se nacházejí pod pastvinami nebo se mohou nacházet pod zdroji bodového znečištění z jednotlivých sídelních objektů a může docházet ke splachu živin do nich, což zase může až negativně zvyšovat konduktivitu prameniště (prameniště x), ale zároveň může působit i příznivě na tvorbu kvalitního detritu pro perlorodku v prameništi a podporovat růst a vývoj bohatší prameništní vegetace. Zřejmě záleží na hodnotě konduktivity, ale i na konkrétních látkách, které její navýšení způsobují.

Na podmáčených loukách u prameništ' s rozlivy dochází k zarůstání skřípinou, tužebníkem a dalšími druhy rostlin uvedených ve výsledcích v kapitole 5.1.1. Jak uvádí Blažková (2010), tyto druhy rostlin jsou často edifikátory prostředí a spoluurčují podmínky na stanovišti. Zmiňovaní autoři Blažková et Hruška (1999) navrhli management pro obnovu degradovaných luk, nicméně v silně podmáčených prameništních lokalitách s propadem při chození až do 0,5 m hloubky, by kosení nejspíše nebylo možné a přihnojování by mohlo jen zvýšit obsah živin, což je pro prameništní lokality silně nežádoucí. Háková et al. (2004) uvádějí, že v oblasti obhospodařovaných ploch kolem lučních prameništ' je žádoucí udržovat trvalé travní kultury s extenzivním režimem hospodaření, nicméně další úpravy (např. upravení odtoku) v těchto přirozených mokřadních prameništích nejsou na místě. Z hlediska kvality detritu nemá složení vegetace na mokřadních prameništích pro

perlorodku velký význam, proto je vlastně dobře, že zde dochází k rozlivu a pro perlorodku ne příliš kvalitní detrit tvořený skřípinou, sítinou, tužebníkem jilmovým a dalšími ne příliš žádoucími rostlinami se přirozeně usazuje v půdě, kde následně dochází k jeho rozkladu a zvyšuje obsah živin přirozeně pouze v konkrétní lokalitě.

Co se týče složení vegetačního pokryvu, bylo zjištěno, že na více než 50 % stagnujících lučních prameništích s dalece přesahující limitní hodnotou konduktivity vody se vyskytuje s odlišnou hodnotou pokryvnosti 9 opakujících se druhů rostlin (Tab. 2), např. blatouch bahenní (*Caltha palustris*), pcháč bahenní (*Cirsium palustre*), druhy sítin (*Juncus* sp.) a skřípin (*Scirpus* sp.). Tyto rostlinné druhy bylinného patra mají společné základní ekologické nároky, kterými je vyšší světelnost a vlhkost lokality a mírně na živiny bohatší a kyselejší půdu. Dalo by se zobecnit, že těchto 9 bylinných druhů indikuje stagnující luční prameniště s vysokou hodnotou konduktivity vody, které má vyšší aciditu a obsah živin v půdě.

Podobným způsobem byly vyhodnoceny i odtékající luční prameniště s vyhovující hodnotou konduktivity, nicméně opakující se rostlinné druhy bylinného patra s různou pokryvností zde byly pouze dva, a to vrbovka tmavá (*Epilobium obscurum*) a sítina rozkladitá (*Juncus effusus*). Tyto dva rostlinné druhy mají podobné ekologické nároky jako rostliny na stagnujících lučních prameništích, nicméně výrazná absence ostatních acidofilnějších a na živiny bohatších rostlinných druhů, a naopak přítomnost bazičtějších rostlinných druhů (byť se neopakují) ukazuje, že odtékající luční prameniště s vyhovující hodnotou konduktivity jsou mírně bazičtější a na živiny chudší. To ale nemusí být prokazatelný výsledek, neboť v rámci diplomové práce bylo hodnoceno pouze 5 lučních pramenišť s vyhovující hodnotou konduktivity vody.

6.1.2 Lesní prameniště

U lesních pramenišť hraje světlo, respektive zástin, a hlavně druhy stromů, které ho způsobují daleko zásadnější roli než v případě lučních pramenišť.

V odtékajících prameništích, byť i silněji zastíněných listnatými stromy nebo smíšeným lesem byly nalezeny druhy rostlin typické pro prameništní vegetaci. Například v prameništi č. 1 (Pod drnem) převažuje řeřišnice hořká (*Cardamine amara*), ale také papratka samičí (*Athyrium filix-femina*), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris* agg.), ptačinec hajní (*Stellaria nemorum*), ptačinec mokřadní (*S. alsine*). Stejně jako u lučních pramenišť v předchozí kapitole, zástin způsobený

listnatými stromy nemusí mít až tak výrazný vliv, jelikož na jaře může jarní vegetace pramenišť stihnout vyrůst ještě před olistěním stromů.

Hodnota konduktivity u lesních pramenišť je vyhovující ($> 70 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) u 8 z 16. Z 8 vyhovujících pramenišť má pokryv prameništní vegetací 7 z nich a z toho je 6 z nich dobře napojeno na říční síť.

V lesních prameništích, která jsou zastíněna listnáči nebo smíšeným lesem a rozlévající se v mokřad, jako je například prameniště 13, 16 nebo 19, silně převažuje blatouch bahenní (*Caltha palustris*), vrbovka tmavá (*Epilobium palustre*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*) a violka bahenní (*Viola palustris*), tudíž stínomilnější druhy rostlin. Zajímavé je, že v těchto prameništích byly i přes stagnující odtok zaznamenány hodnoty konduktivity nižší než $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Tato prameniště se nenachází v blízkosti pastvin.

Prameniště, která se nachází ve smrkových porostech, jsou silně celoročně zastíněna a také na ně dopadá opad ze smrků. Tato prameniště, jejichž vývěr odtéká, jsou antropogenně ovlivněna, odvodněna příkopem, jedná se o prameniště č. 21 a 28. Prameniště č. 28 je silně degradované, pokryvnost vegetace je zde pouze 35 %. Odtok pramenišť č. 22 a 27 stagnuje, rozlévá se v mokřad a vegetace je zde silně ovlivněna celoročním silným zástínem, pokryvnost je proto velmi nízká, prameniště 27 má dokonce nejnižší pokryvnost E1 patra (25 %) z celého studovaného souboru a převládá zde blatouch bahenní (*Caltha palustris*). Prameniště silně zastíněné smrky by proto bylo potřeba částečně a šetrně prosvětlit, aby nedošlo k plnému osvit, příliš intenzivní změně v lokalitě a poškození půdního krytu, čímž by mohla vzniknout druhotná hydrologická síť (Háková et al., 2004).

Stejně jako v případě lučních pramenišť bylo zjišťováno, zdali se na lesních odtékajících prameništích s vyhovující hodnotou konduktivity, a naopak na stagnujících prameništích s vysokou hodnotou konduktivity opakují nějaké rostlinné druhy. Bylo zjištěno, že na více než 50 % lesních odtékajících prameništích s vyhovující hodnotou konduktivity se vyskytuje 8 opakujících se rostlinných druhů (Tab. 3), a to např. papratka samičí (*Athyrium filix-femina*), blatouch bahenní (*Caltha palustris*) a řeřišnice hořká (*Cardamine amara*). Těchto 9 opakujících se rostlinných druhů s různým procentem pokryvnosti se z hlediska ekologických nároků vyskytuje na světlějších, na živiny mírně chudších a mírně bazičtějších lesních prameništích.

Ve více než 50 % lesních pramenišť se stagnujícím vývěrem a nadlimitní hodnotou konduktivity se opakuje 6 rostlinných druhů s různou pokryvností (Tab. 3), a to např.:

metlice trstaná (*Deschampsia cespitosa*), svízel bahenní (*Galium palustre*) a pastarček potoční (*Tephrosia crispa*). Společným jmenovatelem pro tyto druhy je z hlediska ekologických nároků acidofilnější a na živiny bohatší prostředí, proto by se dalo zobecnit, že tato rostlinná skladba je typická pro lesní prameniště se stagnujícím vývěrem, které je zároveň mírně acidofilnější a na živiny bohatší.

6.1.3 Konduktivita pramenišť

Stěžejní výsledky přineslo i porovnání pramenišť z hlediska hodnoty konduktivity. Sledovaná prameniště byla dle hodnot konduktivity (vodivosti) rozdělena do pěti skupin, přičemž bylo studováno, co může být příčinou naměřených hodnot.

Nejnižší hodnota z celého souboru dat byla naměřena v prameništi č. 1 ($23 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Toto lesní prameniště je zastíněno listnáči, vývěr odtéká velmi dobře a dle fytoecologického hodnocení se zde objevují typicky prameništní rostliny. Není zde žádné mrtvé dřevo a není patrný žádný antropogenní vliv.

V dalších skupinách hodnota konduktivity narůstá, ve skupině S3 se objevují luční prameniště, která se nacházejí poblíž pastvin, což může způsobovat nárůst hodnot vlivem hnojení, ať už přímo zvířaty nebo navážením kompostovaného hnoje.

Předposlední skupina S4 zahrnuje prameniště, která jsou silně zastíněna smrkem nebo se zde nachází velké množství ponechaného mrtvého dřeva po těžbě, což může být také důvodem vyšších naměřených hodnot konduktivity vody.

Ve skupině S5 se nacházejí prameniště s nejvyšší hodnotou konduktivity, nejvyšší hodnota byla naměřena u prameniště č. 6 ($172 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), jehož odtok slabě odtéká a rozlévá se v mokřadní louku, která je ještě navíc pod pastvinou.

Ostatní prameniště ve skupině S5 jsou buď silně zastíněna, nebo antropogenně ovlivněna ponecháním mrtvého dřeva, nachází se pod pastvinami, poblíž cest nebo chat. Je proto pravděpodobné, že vysoké hodnoty konduktivity jsou způsobeny převážně lidským faktorem, jenž zahrnuje bodové znečištění odpadními vodami z obydlí a z chovů od zvířat. Dále může konduktivitu navyšovat stagnace vody rozlévající se v mokřad a silný zástin a opad jehličnanů. Šlo by proto zobecnit, že nízké hodnoty konduktivity jsou charakteristické pro prameniště vůbec nebo minimálně ovlivněné člověkem a zastíněné převážně listnáči. V každé skupině se nicméně nachází alespoň jedno prameniště, které se svými charakteristikami neshoduje se zbytkem, proto není možné s jistotou uvést, co přesně způsobuje naměřené hodnoty

konduktivity. Pravděpodobně je to kombinace spolupůsobících faktorů, geologického podloží i hydrogeologického původu jednotlivých pramenů. Z pramenišť s vyhovující hodnotou konduktivity dotече do až hlavního toku k perlorodkám 61,5 % z nich, což není úplně málo, nicméně je nutné se dále podívat na skladbu vegetace těchto prameništích.

Zdá se, že složení rostlinné vegetace reaguje na různé hodnoty konduktivity (viz kapitola 5.3). Dalo by se zobecnit, že jak na lučních, tak i na lesních prameništích s vyhovující hodnotou konduktivity se více vyskytují druhy prameništní vegetace, a to i s větší pokryvností. Na prameništích s nadlimitní hodnotou konduktivity se prameništní druhy rostlin sice vyskytují, ale s daleko nižší pokryvností. Dominují zde rostlinné druhy vyžadující vyšší obsah živin v půdě a mají daleko vyšší hodnotu pokryvnosti. Nicméně, hodnota konduktivity vody byla v prameništích měřena pouze jednou. Pro přesné vyhodnocení vlivu konduktivity vody by bylo zapotřebí provádět měření vícekrát.

6.1.4 Návrh pro budoucí posuzování stavu pramenišť v zájmových územích

Metodika použitá v této práci k hodnocení pramenišť z hlediska botaniky za použití fytoecologických snímků každého prameniště vedla k zajímavým poznatkům, nicméně se ukázala jako časově náročná. Ellenbergovy indikační hodnoty na základě procentuální pokryvnosti rostlin potvrdily, které hodnoty jsou dlouhodobě pro dané lokality nejzásadnější, nicméně při zkoumání tak citlivého biotopu, jakým jsou prameniště, mohou být tyto parametry krátkodobě ovlivněny mnoha dalšími faktory, jako například teplotou vody, půdními organismy, srážkami, aktuálním objemem vody v prameništi a osvitem, resp. zástínem.

Alternativní metodou pro hodnocení stavu pramenišť v těchto dvou studovaných územích proto může být následování vytvořených seznamů rostlinných druhů (Tab. 2, 3), ve kterém se objevují druhy pro luční i lesní prameniště, které stagnují a odtékají a které mají limitní a nadlimitní hodnoty konduktivity.

Stejně tak by měla být zaznamenávána i přítomnost invazních rostlin, popř. živočichů. Také by bylo vhodné důsledně se zaměřit na to, jak kvalitně je prameniště napojeno na říční síť a zdali dochází k rozlivu či nikoliv.

6.2 Zhodnocení stavu prořezaných lokalit

Celkově bylo hodnoceno 50 prořezaných čtvercových ploch pro prosvětlovacím zásahu. Z výsledných grafů lze zřetelně vyčíst, které typy dřevin zmlazují a zarůstají nejvíce a také, že zde hraje výraznou roli osvit.

Nejméně zmlazují a zarůstají náletovými dřevinami lokality s nízkým nebo žádným osvitem, které jsou většinou silně zastíněny zástínem smrkovými monokulturami (např. lokalita č. 33, 35, 42 a 47), s výjimkou lokality č. 25 v oblasti Lučního potoka. I při plném osvitu zde na rozdíl od většiny silně zmlazaneých porostů na plném osvitu nedochází k opětovnému růstu mladých borovic lesních.

Tato lokalita je v současnosti silně světelně exponovaná, což mohlo způsobit vysušení půdy (Obr. 41) a pro mladé borovice může být zakořenění v suché půdě náročné. Na rozdíl od některých listnáčů zde borovice lesní roste jen ze semen z náletu, takže neobrustá a nevyhání výmladky z kořenů, jedná se tedy u tohoto druhu o efektivní typ prořezávky. Dřevo bylo ze slunné lokality odvezeno, nicméně pro budoucí zásahy bych doporučila ponechat borové dřevo složené na místě, jelikož mrtvé dřevo je důležité pro hmyz a další organismy (Ehnström, 2001; Horák, 2008; Seibold et al., 2021) a nebývá ho v této oblasti mnoho.

Další případy už ale jasně ukazují, že dřeviny nejsilněji zmlazují buď při žádném nebo jen při velmi mírném zástínu. Jedná se především o olšiny a keřové vrby, které zmlazují z pařezů. Olše zároveň vyhánějí i z kořenů podél vlhkých břehů kolem vodotečí, čímž se porosty po prořezávkách výrazně zahušťují. Také se to týká některých smrčín, jelikož prořezávkami došlo k prosvětlení míst a semenáčky v bylinném patře tak měly náhle prostor a dostatek světla k růstu. K zárůstu takových ploch sice nedochází tak rychle jako v případě zmlazujících dřevin, ale v horizontu deseti let nejsou prosvětlovací úpravy bez dalších následných zásahů ani u smrčín zcela úspěšné.

V případě prořezávek olšových porostů je nutné mít na paměti, že olše je rychle rostoucí (až 1 m za rok; Korpel, 1995) a velmi odolná dřevina vůči řezu. Ve studovaném území byly prořezávky provedeny nevhodným způsobem, a to celkovým pokácením již vzrostlých stromů (jejichž zástín nikdy nebyl stoprocentní) nebo výrazným zkrácením kmenů, s cílem prosvětlení kolem vodotečí. Z pařezů kolem potoků a stružek se stalo husté, nepropustné a vysoké houští, takže kýžený výsledek je zcela opačný. Z několika vzrostlých stromů, které stínily, a to pouze

v olistěné části roku, se na lokalitách během poměrně krátkého časového úseku (asi 4 roky) staly silně zavětvené keře již od spodních pater. Tyto porosty způsobují silný zástin, čímž nejen brání růstu bylinného patra a vývoji přirozeného rostlinného společenstva, ale také ochlazují vodní prostředí, přičemž původním záměrem opatření bylo lokalitu otevřít světlu a zvýšit tak teplotu prostředí a vody v blízké vodoteči. Navíc opad z listů nadměrně a nepřirozeně zahuštěných porostů zvyšuje obsah živin v půdě i ve vodě. Je tudíž otázkou, jak v budoucnu tyto managementové úpravy řešit. Jakékoliv snahy o prosvětlení lokalit by znamenaly každoroční opakované prosvětlovací úpravy na všech prořezávkových plochách v podstatě po dobu mnoha let, dokud by se seřezávané dřeviny nevyčerpaly a nebylo docíleno prosvětlení lokalit. Nicméně i poté nebude možné zabránit další přirozené sukcesi, tudíž by prořezávky musely pokračovat na plochách donekonečna, což se zdá být ekonomicky, ekologicky i časově nesmírně náročné a nesmyslné. Na lokalitách, kde již k prořezání došlo a způsobilo silný zárůst ploch, jako jsou např. Vyšenský a Tetřívčí potok, by mohlo být těchto ploch a materiálu z obrůstajících dřevin využito pro výrobu olšových roštů a dalších protierozních opatření, která na těchto hloubkovou erozí silně postižených tocích navrhuje připravovaný plán péče na období 2025-2034 (Simon et Horáčková, pers. comm.). Tyto dva potoky totiž podléhají extrémním erozním procesům (Simon et al., 2018). Na dalších lokalitách, které nepodléhají tak silnému zmlazení je doporučeno olšové porosty ponechat a neprořezávat je. Ponecháním přirozeným procesům se časem porosty upraví a rozvinou v běžnou olšinu, ikdyž to bude trvat mnoho let.

Podobná situace nastala po prořezávkách na Spálenci, kdy bylo prořezáno velké území s letitými vrkami ušatými (*Salix aurita*) (Obr. 39). Vrba ušatá je silně mrazuvzdorná a odolná vůči ořezu (Chmelař et Koblížek, 1990). Ačkoliv tento druh roste pomaleji než zmiňovaná olše, již pár let po provedených zásazích se z menších pařezů staly silně zahuštěné nízké keře, zabírající velkou plochu (Obr. 40). Dá se proto předpokládat, že během následujících let bude stav velmi obdobný, ne-li horší. Pokud by se vrbové keře ponechaly růst bez prořezání, růst by nebyl tak intenzivní, nezahušťoval by korunu a růstem a stárnutím by po čase větve ztratily na hustotě. Pod jejich korunou by tak došlo k rozvoji přirozených bylinných společenstev, jako je tomu v současnosti v případě ponechání samovolnému růstu např. v oblasti Miletínek na Zlatém potoce (Jaroslav Hruška, pers. comm.). Zde již podobná situace nastala na odchovném a reprodukčním prvku pro perlorodku říční u Miletínek, kde došlo k vyřezání křovitých

vrbin šířících se pomalu do lučních porostů na některých plochách, nicméně porosty po zásahu silně zmladily, zahoustly a po zestárnutí je rozlámal i ležící sníh, takže nakonec zabírají i mnohem více prostoru, než by zabíraly stárnoucí přirozeně a pomalu rostoucí neřezané keře (viz Obr. 45). V případě vrb je proto nejspíše vhodné řešení ponechání samovolnému růstu bez zásahu, případně na cenných lokalitách s potřebou omezování přirozené sukcese kvůli vzácným společenstvům připadá v úvahu extenzivní pastva koz s přepasením lokalit několikrát do roka v sušších obdobích, kdy nehrozí úplné rozšlapání těchto často mokřadních a velmi vlhkých lokalit. Diskuse s místními hospodáři ukázala, že jsou tomuto řešení rovněž nakloněni, proto by bylo vhodné uvést toto doporučení do budoucího plánu péče o NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice. Nicméně zde vyvstává otázka ochrany pasoucích se stád, což v oblasti Sněžné a Spálence začíná být problém, zejména kvůli strhávání dobytka vlky. V plánu péče by také proto měly být navrženy dostatečné finanční prostředky jako náhrady za stržené jedince, které by hospodářům v této situaci značně pomohly. Další možností by mohl být řez ještě mladých expandujících keřů vrb, dokud jde o drobné mladičké keřiky, a to 2x ročně – na jaře a poté bující obrost z jara ořezat znovu ve vrcholném létě. Popř. vše opakovat ještě v následujícím roce. Tento postup byl vyzkoušen opět na Zlatém potoce panem J. Hruškou (Hruška, pers. comm.), nicméně bylo by nutné jej v jiných podmínkách různých lokalit nejdříve vyzkoušet na malé testovací ploše a posoudit dlouhodobý účinek takových opatření, než by bylo možné postup zavést do běžné praxe. Vzhledem k finanční i časové náročnosti likvidace mokřadních vrb, navíc vyvíjejících se přirozenou sukcesí na opuštěných dříve obhospodařovaných lokalitách, se však jeví jako nejlepší řešení ponechat lokality přirozené sukcesí. I když lada postupně podlehnou zárůstu, i přesto se pod vrbinami rozvíjí typické mokřadní či prameništní bylinné společenstvo (s patrně kvalitním detritem), které je často velmi časně, takže velkou část své vegetační sezóny roste pod neolistěnými vrbami s dostatkem světla, to samé i na podzim. Z opadu i přímo z bylinné vegetace tak zde může vznikat pro perlorodky daleko kvalitnější detrit než z mnohých lesních pramenišť zničených odvodněním nebo smrkovými monokulturami apod., které sice nesou detrit až do hlavního toku, nicméně nekvalitní. Důvodem prosvětlování těchto dříve uměle odlesněných lokalit bylo mimo jiné i zvýšení teploty vody v celém širším povodí hlavního toku. I to může být ale sporné a není vůbec jednoznačné a prokázané, zda odstraněním porostů vrb podél stružek a drobných potoků lze něčeho takového dosáhnout, neboť chladný vzduch pravděpodobně na

lokalitách stéká do údolnic drobných toků, které když jsou nechráněny pobřežními porosty, mohou čelit daleko nižším teplotám, než kdyby byly chráněny porosty, a tak celkově nemusí vůbec docházet po prosvětlení k oteplování vody. V létě zase naopak může docházet k přehřívání se zcela jinými následky. Zda prořezávat či nikoliv by tedy mělo být předmětem detailních studií, které by zmíněné efekty na teplotu a osvit ploch studovaly v širším kontextu a na drobných plochách, aby nedocházelo k nechtěným efektům, ke kterým zásahy vedly v předchozích letech. I po provedení rozsáhlých studií, kdy bude potvrzen či vyvrácen efekt prořezávek na zvýšení teploty v povodí, však stále bude nutné zvažovat, zda prořezávkami vůbec lze optimálního stavu docílit, protože jak ukazují výsledky této práce, prosvětlovací efekt lze dlouhodoběji udržet jen v případě některých porostů, resp. dřevin.



Obr. 45: Vrbové keře bez zásahu v lokalitě Zlatý potok v Miletínkách, které umožňují vstup rozptýleného světla a růst nízké bylinné vegetace. Foto: Jaroslav Hruška, 2022.

Dalším typem lesa, kde byly provedeny a hodnoceny úpravy, jsou smrkové porosty (Obr. 43). Přes to, že v některých čtvrcích byly kolem stružek a potoků v pásu 30 m všechny náletové a mladé smrčky vyřezány, zůstává ve čtvrcích silný zástin vlivem hustého zápoje vysokých starších smrků (Obr. 44) kolem pásů potoka, který byl vykloučen. V těchto čtvrcích sice zatím mladé semenáčky růst nezačaly, nicméně i kdyby zde již nikdy nevyrostly, plochy jsou i nadále plně zastíněny vzrostlými smrkami. Ve čtvrcích se silnějším osvitem dochází k růstu semenáčků smrků, nicméně ne nijak zásadně a ve velkém množství. Zjištění, že v silně zastíněných smrkových porostech po prořezání nedochází k markantnímu nárůstu mladých smrků, by mohlo působit až

pozitivně, nicméně silný celoroční zástin a smrkový opad často způsobují celkovou degradaci lokality – dochází k acidifikaci prostředí, k silnému vlivu na složení a pokryvnost bylinného patra aj. (Hruška et Ciencala, 2001; D'Andrea et al., 2023). Dříve či později zde stejně dojde ke zpětnému zarůstání opět smrkem nebo jinými dřevinami. V případě managementu mokřadních lokalit se smrkem se proto jeví jako nejšetrnější řešení částečné prosvětlení a postupné nahrazování smrkových monokultur, které lokality obklopují, původními přirozeně se vyskytujícími listnáči. To by mohlo nejen podpořit růst mokřadní vegetace, ale také omezit opad z jehličí, jelikož bylo zjištěno, že detrit tvořený z jehličí smrků je pro perlorodku silně neúživný (Hruška, 1995).

Jako překvapivě nejúspěšnější managementové opatření se jeví prosvětlení lokalit v březových hájích pod Dolní Sněžnou, kde byly některé starší břízy ponechány. Prach (2009) totiž svým experimentem prokázal, že bříza bělokorá (*Betula pendula*) vykazuje nejsilnější sukcesní potenciál, a to i vyšší než vrba popelavá (*Salix cinerea*) nebo ve vyšších polohách vrba ušatá (*S. aurita*). Nicméně, bříza po prořezu nezmlazuje z kořenového systému, jako tomu je u předchozích dřevin. Pro růst nových stromů musí vytvořit pomalu rostoucí semenáče, proto je možné, že zatím ke zpětnému zarůstání nedochází. Při opakovaném managementu prořezávek ve stadiu semenáčků ca 1x za 5 let tak skutečně lze dosáhnout na lokalitách s břízou trvalého prosvětlení. Díky ponechání některých vzrostlých bříz není žádný ze studovaných čtverců plně osvětlen a je tak zde díky tomu stále dostatek zástinu, který částečně brání intenzivnímu růstu mladých bříz, a zároveň dostatek osvit, který umožňuje růst bylinného patra. Břízy navíc v oblasti olistňují až v průběhu pozdního jara, kdy již probíhá jarní aspekt, takže většina prameništních rostlin jako například řeřišnice hořká (*Cardamine amara*) stihne vykvést. Z porovnání ortofoto snímků z let před provedenými prořezávkami, těsně po nich a v současnosti (Obr. 31, 32) je zřetelně vidět, že k následnému zarůstání zde nedochází.

Hodnocení managementových úprav v oblasti NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice bylo časově i fyzicky náročné, jelikož byly jednotlivé čtverce často v podmáčených místech, které byly zaměřeny, zdokumentovány, zakresleny a zaznamenán byl i stav před zásahem (počet pařezů, jejich průměr atd., viz metodika). Velkým pomocníkem při hodnocení stavu se ukázaly být ortofoto snímky z různých let, díky kterým byly stavy před a po zásazích dobře zdokumentované. Pro případné budoucí hodnocení těchto úprav by bylo proto vhodné zvážit i snímání stavu zarůstání vegetace pomocí

dronů, které by mohly pomoci sledovat vývoj vegetace i častěji než jednou ročně. Dále bych doporučila uvést seznam založených TMP do budoucího plánu péče o obě NPP a naplánovat v něm další pravidelné sledování prořezaných oblastí pro získání kvalitních dat, na jejichž základě bude možné hodnotit vývoj vegetace, případně navrhnout studie, které by prokázaly, nebo naopak vyvrátily efekty různých opatření na malých plochách, které by se následně mohly používat v praxi. Pokud by ještě v budoucnu došlo k dalším prosvětlovacím zásahům, je na místě nejprve zdokumentovat detailně plochy před zásahem, opět založit TMP pro sledování efektu, provést zásah a v dalších letech efekt zásahu sledovat a vyhodnocovat jeho úspěšnost.

6.3 Porovnání fytoocenologických snímků TMP z let 2016 a 2023

Pro zopakování pěti fytoocenologických snímků na TMP založených v roce 2016 a jejich vyhodnocení bylo klíčové nalézt jejich polohu, protože i přes znalost souřadnic bylo ve vysoké vegetaci obtížné nalézt dřevěné geodetické kolíky s červeným pruhem. Za roky působení přírodních vlivů kolíky vybledly a některé byly i ve značné fázi rozkladu, přesto se je podařilo na Spálenci dohledat. Značení zde nebylo obnoveno, nicméně správa CHKO Šumava by se měla zaměřit na obnovu a důslednější značení TMP, pokud chce dále vývoj vegetace na TMP sledovat. Je chybou, že toto značení je obtížné k nalezení, jelikož pak nemůže dojít k řádnému vyhodnocení managementových opatření. To je případ zbylých třech TMP v Miletínkách mimo obě NPP na Zlatém potoce, na kterých byl prováděn management kosení a hnojení a bylo by velmi zajímavé stav jejich vegetace zhodnotit. Po silných povodních v minulých letech byly kolíky odplaveny, a i přes velkou snahu nebylo možné tyto snímky nalézt. Obecně se jeví užívání dřevěných kolíků, byť mohou při aplikaci působit robustně, v podmáčených a vlhkých oblastech jako nevhodné, protože vzhledem k vlivu vodního režimu a dalších faktorů mohou být snadno zničeny, podlehnout rozkladu nebo odplaveny. Jako lepší řešení se jeví užití plastových kolíků či plastových geodetických mezníků, ty ale také mohou být časem odplaveny nebo poničeny, a nejen vlivem přírody, ale i pro jejich nápadnost vlivem člověka. Nejlepším řešením je proto v takovýchto oblastech užití silných dlouhých kovových hřebů zatlučených i s robustní kovovou podložkou do všech 4 rohových částí TMP, které mohou být snadno nalezené za použití ručního detektoru kovů. Moderní typy detektoru kovů jsou velmi skladné,

lehké a je s nimi snadná manipulace, proto je toto značení ideální, a i při ztrátě v jednom z rohů, lze opakovaně plochu najít.

Pro potřeby vyhodnocování managementu jako je hnojení a kosení nestačí plochy pouze založit a následně neprovádět snímkování a kontrolu značení. V ideálním případě by bylo potřeba jednou za 3–5 let provést nové snímkování a vyhodnocení, kontrolu a případně obnovu značení. Pro kvalitní hodnocení je nutné, aby byla zhotoviteli snímkování předána podkladová data o provedených opatřeních, jelikož tyto informace v současnosti nejsou k dispozici. Při pokusu o nalezení dalších 3 TMP na Zlatém potoce v Miletínkách byl problém nejen s nalezením značení TMP, ale i to, že nebylo jasné, kdy budou tyto plochy v rámci managementu koseny. Proto by bylo vhodné znát termíny kosení, aby zhotovitel snímku vůbec stihl snímky provést před sečí. Správa CHKO Šumava v současnosti nijak neřeší, zdali bude tyto snímky někdo opakovat, což je škoda, protože je potřeba pro managementové plánování sledovat, jak se vegetace mění a vyvíjí, či zda reaguje na určitý management či naopak jeho absenci. TMP na Spálenci nejspíš měly nejspíš sloužit jako lokality bez managementu pro srovnání s lokalitami s prováděným určitým managementem, nicméně kvůli špatnému značení k tomuto vyhodnocení nelze v této práci dospět. Tato doporučení pro pravidelné sledování TMP by měla být uvedena v budoucím plánu péče o NPP Blanice a NPP Prameniště Blanice jako jedno z opatření a autoři budoucího plánu péče s nimi byli seznámeni.

Spočítané vážené průměry Ellenbergových indikačních hodnot v programu JUICE z let 2016 a 2023 zde reflektují mírný nárůst živin a půdní reakce na obou lokalitách, což potvrzuje hypotézu o mírném nárůstu živin a bazicity (Tab. 7) na lokalitách ponechaných bez managementu kosení, tudíž i odvážení pokosené biomasy, resp. živin. Poblíž louky, kde se nacházejí obě TMP, se nenachází žádný zdroj, který by potenciálně mohl navyšování živin způsobovat a jelikož zde nedochází k hnojení, mírný nárůst živin je nejspíše způsoben z rozkládajících se rostlin. Došlo ale k výraznému poklesu druhové diverzity bylinného patra (Příloha 5). To může být následek nekosení, jelikož kosené plochy bývají silně druhově bohaté (Jongepierová, 2008), Wilson et al. (2012) dokonce považují obhospodařované luční porosty za druhově nejbohatší společenstva na světě, protože kosení může omezovat konkurenčně silnější druhy rostlin, a naopak poskytovat prostor těm slabším a menším. Odklizení biomasy může bránit nadměrnému obohacování půdy živinami, což by jinak

mohlo vést k dominanci několika málo druhů rostlin (v případě NPP Blanice je to např. ostřice třeslicovitá (*Carex brizoides*, Blažková, 2010)).

7. Závěr

Jedním z účelů diplomové práce bylo zhodnocení stavu pramenišť v oblasti NPP Blanice a Prameniště Blanice a vývoj vegetace po prosvětlovacích úpravách. Na základě sledovaných parametrů jsem ze studovaných 30 pramenišť vyhodnotila jako kvalitní a dobře napojené na toky vyššího řádu pouze 8 z nich, a to 2 luční a 6 lesních. Dále jsem zjistila, že prameniště, jejichž vývěr odtéká a je napojen na říční síť jsou z hlediska vegetačního složení kvalitnější, jelikož se zde vyskytuje prameništní vegetace. Naopak na prameništích, která mají tendenci stagnovat a rozlévat se v mokřadní louky, dominují konkurenčně silnější druhy rostlin, které dle odborné literatury tvoří úživný detrit pro perlorodku říční. Podobně je tomu v případě lesních stagnujících pramenišť, kde se tvoří bahno a detrit se zde nejspíše usazuje. Některá lesní prameniště jsou silně antropogenně degradována, a to zejména odvodněním uměle vytvořenými příkopy v minulosti nebo se nachází ve smrkové monokultuře, tudíž jsou celoročně zastíněna. Kvůli silnému zástínu se zde téměř nevyskytují druhy rostlin prameništní vegetace, přesto tato prameniště odtékají do toků vyššího řádu. Pro tato degradovaná prameniště jsem navrhla úpravy dle odborné literatury, které spočívají v postupném nahrazování smrku místními dřevinami.

Co se týče prosvětlovacích úprav, zjistila jsem, že ne vždy dosáhly prořezávky svého cíle a v současnosti je stav v lokalitách ještě horší, jedná se zejména o porosty zmlazených olší a vrb, které po prosvětlení nekontrolovatelně zmlazují. Na základě odborné literatury jsem navrhla ponechat tyto dřeviny samovolnému růstu. Na prosvětlených lokalitách jsem pro potřeby CHKO a NP Šumava založila 10 trvale monitorovaných ploch a veškeré informace a výsledky jsem rovněž předala správě CHKO Šumava pro vytvoření budoucího návrhu plánu péče o NPP Blanice a Prameniště Blanice.

Porovnala jsem také fytoocenologické snímky vytvořené na nekosených TMP lučních porostů z roku 2016 a 2023. Bylo zjištěno, že vzhledem k absenci kosení zde dochází k úbytku druhů rostlin a ke zvýšení pH půdy, neboť je zde pozorovatelný nárůst rostlin vázaných na bazičtější podloží. Navrhla jsem, jak lépe TMP značit a vyhodnocovat.

8. Seznam použité literatury

- Absolon K. et Hruška J. (1999): Záchranný program Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758) v České republice. Praha, AOPK ČR. 27.
- Altmüller R. et Dettmer R. (2006): Erfolgreiche Artenschutzmaßnahmen für die Flussperlmuschel *Margaritifera margaritifera* L. durch Reduzierung von unnatürlichen Feinsedimentfrachten – Erfahrungen im Rahmen des Lutterprojekts. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Volume 26, Issue 4, 192–204.
- AOPK ČR (2013): Záchranný program perlorodky říční *Margaritifera margaritifera* v České republice. AOPK ČR. 77, přílohy 1-10.
- Audorff V. et Beierkuhnlein C. (1999): Akkumulative Indikation von Stoffausträgern mit Hilfe von Quellmoosen. Bayreuther Forum Ökol, 71, 119–142.
- Anděra M. et Zavřel P. (2003): Šumava - příroda, historie, život. Praha. Baset, 847 s.
- Bauer G. et K. Wächtler (2001): Ecology and evolution of the freshwater mussels Unionoida. Berlin Heidelberg, Springer.
- Beierkuhnlein C. et Gräsle W. (1998): The influence of light regime and water chemistry on the structure of forest spring vegetation. Leiden. Studies in Crenobiology, 9-22.
- Beran L. (1998): Vodní měkkýši. Vlašim. Metodika ČSOP č. 17, 113.
- Bílý M., Simon O., Barák V. et Jahelková V. (2021): Occurrence depth of juvenilne freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) in a river bed tested by experimental mesh tubes. Springer. Freshwater molluscs, Hydrobiologia, 848, 3127–3139.
- Blažková D. (2010): Společenstva s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) a jejich sukcese. Silva Gabreta Supplement 13–25.
- Blažková D. et Hruška J. (1999): Vegetace lad s ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) v souvislosti s obnovením ekosystémů oligotrofních povodí s perlorodkou říční (*Margaritifera margaritifera*). Příroda, Volume 15, 7–24.
- Bogenrieder A. et Eschenbach C. (1996): Ökologische Untersuchungen an Moosen aus Quellfluren kalt-stenothermer Quellen des Hochschwarzwaldes. Crunoecia, 5, 109–118.
- Bolotov I. N., Makhrov A. A., Gofarov M. Y., Aksenova O. V., Aspholm P. E., Bepalaya Y. V., Kabakov M. B., Kolosova Y. S., Kondakov A. V., Ofenböck T., Ostrovsky A. N., Popov I. Y., von Proschwitz T., Rudzīte M., Rudzītis M., Sokolova S. E., Valovirta I., Vikhrev I. V., Vinarski M. V. et Zotin A. A. (2018): Climate Warming as a Possible Trigger of Keystone Mussel Population Decline in Oligotrophic Rivers at the Continental Scale. Sci Rep, 8, 1, 35.
- Boon J. P., Cooksley L. S., Geist J., Killeen J. I., Moorkens A. E. et Sime I. (2019): Developing a standard approach for monitoring freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) populations in European rivers. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. 29, 8, 1365-1379.
- Bufková I. (2012): Program revitalizace šumavských mokřadů a rašelinišť – Koncepce programu – Správa NP Šumava. Vimperk, Správa NP Šumava.

- Cantonati M., Gerecke R. et Bertuzzi E (2006): Springs of the Alps – sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia* 562, 59-96.
- Carlson E. R. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*. 22, 2, 361-369.
- Cenci R. M. (2000): The use of aquatic moss (*Fontinalis antipyretica*) as monitor of contamination in standing and running waters: limits and advantages. *J. Limnol.* 60, Suppl. 1, 53–61.
- ČÚZK. Ústřední archiv zeměměřičství a katastru [Online]. [Citace 22. 3. 2024].
- D'Andrea G., Šimůnek V., Pericolo O., Vacek Z., Vacek S., Corleto R., Olejář L., Ripullone, F. (2023): Growth Response of Norway Spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) in Central Bohemia (Czech Republic) to Climate Change. *Forests*, 14, 1215.
- Diekmann M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic Applied Ecology*, 4, 493–506.
- Dierssen K. et Dierssen B. (2005): Studies on the vegetation of fens, springs and snow fields in West Greenland. 849–885.
- Dierssen K. (1996): *Vegetation Nordeuropas*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.
- Dyk V. (1947): *České perly (život, ochrana a národohospodářský význam perlorodek)*. Praha, J. R. Jelínek. 138 s.
- Ehnström B. (2001): Leaving Dead Wood for Insects in Boreal Forests – Suggestions for the Future. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16, 91-98.
- Ellenberg H., Weber H. E., Dull R., Wirth V., Werner W. et Paulissen, D. (1992): *Zeigerwerte von pflanzen in Mitteleuropa*. Goltze, Gottingen. *Scripta Geobotanica*, 18, 258.
- Fiala K., Holub P., Tůma I., Záhora J. et Fabšičová M. (2015): Management a obnova travinných ekosystémů. Praha, Pracovní konference České botanické společnosti, 29.-30.11.2014. ISSN 1212-3323.
- Geist J. et Kuehn R. (2005): Genetic diversity and differentiation of central European freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) populations: implications for conservation and management. *Molecular Ecology*, 14, 2, 425–439.
- Geist J. (2010): Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): a synthesis of Conservation Genetics and Ecology. *Hydrobiologia*, 644, 69–88.
- Grande C., Araujo R. et Ramos M. A. (2001): The gonads of *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) and *M. Margaritifera* (Linneaus, 1758) (Bivalvia: Unionoidea). *Journal of Molluscan Studies*, 67, 1, 27–36.
- Hadač E., Rambousková H. et Valach R. (1983): Notes on the syntaxonomy and synecology of some ruderal plant communities in Praha-Holešovice with special attention to winter-salted habitats. *Preslia*, 55, 63–81.
- Háková A., Klauďisová A. et Sádlo J. (eds.) (2004): *Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000*. Praha: Planeta XII, MŽP.

- Hájková P. et Hájek M. (2011): Vegetace pramenišť (Montio-Cardaminetea). In: Chytrý M. (ed.), Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Praha, Academia. 580–613.
- Hájková P., Hájek K. M. et Apostolova I. (2006): Diversity of wetland vegetation in the Bulgarian high mountains, main gradients and context-dependence of the pH role. *Pl. Ecol.*, 184, 111–130.
- Hinterlang D. (1992): Vegetationsökologie der Weichwasserquellgesellschaften zentraleuropäischer Mittelgebirge. Solingen, Verlag Natur & Wissenschaft. S. 122.
- Horák J. (2008): Proč je mrtvé dřevo tak důležité? Obyvatelé shnilého kmene. *Vesmír*, 87, 460.
- Horáčková J. et Simon O. – ústní sdělení dne 23. 8. 2023.
- Hruška J. (1995): Problematik der Rettung ausgewählter oligotropher Gewässersysteme und deren natürlicher Lebensgemeinschaften in der Tschechischen Republik. Landshut. Arbeitstagung Schutz und Erhaltung der Flussperlmuschelbestände, 98–123.
- Hruška J. (1999): Nahrungsansprüche der Flussperlmuschel und deren halbnatürliche Aufzucht in der Tschechischen Republik. *Heldia*, 4, 69–79.
- Hruška J. – ústní sdělení dne 15. 6. 2023.
- Hruška J. et Ciencala E. (2001): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. I. *Lesnická práce*, 80, 494–495
- Hynes H. B. N., (1970): The Ecology of Stream Insects, *Annual Review of Entomology* 1970, 15, 1, 25–42.
- Hyvärinen, H., Saarinen-Valta, M., Mäenpää, E. et Taskinen J. (2021): Effect of substrate particle size on burrowing of the juvenile freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Hydrobiologia*, 848, 1137–1146.
- Chytrý M., Tichý L., Dřevojan P., Sádlo J. et Zelenný D. (2018): Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia*, 90, 83–103.
- Chytrý M., Kučera T. et Kočí M. (2001): Katalog biotopů České republiky. Interpretální příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd. Praha, AOPK ČR.
- Chytrý M., Šumberová K., Kateřina & Hájková P., Hájek M., Hroudová Z., Navrátilová J., Čtvrtlíková M., Sádlo J., Lososová Z., Hrivnák R., Rydlo J., Otáhel'ová H., Bauer P., Hanáková P., Ekrť L., Ekrťová E., Michalcová D., Žáková K., Danihelka Jiří. et Kočí M. (2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Vegetation of the Czech Republic 3. Aquatic and wetland vegetation. Praha, Academia.
- Ilmonen J. et Paasivirta L. (2005): Bentic macrocrustacean and insect assemblages in relation to spring habitat characteristics: patterns in abundance and diversity. *Hydrobiologia*, 533, 99–113.
- IUCN (2023): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on [14.2.2024].
- Jelaska S. D., Antonić O., Božić M., Križan J. et Kušan V. (2006): Responses of forest herbs to available understory light measured with hemispherical photographs in silver fir-beech forest in Croatia. *Ecological modelling*, 194, 209–218.

- Jongepierová I. (2008): Louky Bílých Karpat, Český svaz ochránců přírody (ČSOP) Bílé Karpaty. Veselí nad Moravou, 461 s.
- Kiehl K., Kirmer A., Donath T. B., Rasran L et Hölzel N. (2010): Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11, 4, 2010, 285-299.
- Korpel S. (1995): Die Urwalder der Westkarpaten. Stuttgart. Jena. New York, Gustav Fischer Verlag. 302 s.
- Králová T. et Melichar V. (2009): Současné rozšíření pramenišť v Česku. *Veronica*, Volume 1, 10-11.
- Kunz J. L., Brunson E. L., Christopher Barnhart M., Glidewell E. A., Wang N. et Ingersoll C. G. (2020): Pulsed flow-through auto-feeding beaker systems for the laboratory culture of juvenile freshwater mussels. *Aquaculture*, Volume 520.
- Macháček V. (2022): Vliv obsahu a poměru vápníku v potravě perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*) na její přežívání a rychlost růstu. Diplomová práce (Mgr.). Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, 12. 9. 2022.
- McCabe D. J. (1998): Biological Communities in Springbrooks. In: Botosaneanu L., Ed., *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Leiden, Bckhuys Publishers. 221-228.
- Moravec et al. (1994): Fytocenologie; Dengler et al. (2008): Phytosociology in *Encyclopedia of Ecology*.
- Mori N. et Brancelj A. (2005): Macroinvertebrate communities of karst springs of two river catchments in the Southern Limestone Alps (the Julian Alps, NW Slovenia). *Aquatic Ecology*, Volume 40, 69-83. doi 10.1007/s10452-005-9018-y.
- Økland R. H., Økland T. et Rydgren K. (2021): Vegetation-environment relationships of boreal spruce swamp forests in Østmarka Nature Reserve, SE Norway. Volume 29, 1.
- Patzenhauerová H., Spisar O. et Bryja J. (2011): Perlorodka říční – mlž na rozcestí / The Freshwater Pearl Mussel – Clam at the Crossroads. *Živa*, Volume 2, 80.
- Pavlovskij E. N. et Žadin V. I. (1965): Mollusks of fresh and brackish waters of the USSR, Jerusalem by Israel program for scientific translations. Volume XVI, 368, 307-357.
- Pawłowski S. (1928): Czy istnieją L3 i L4 w Polsce? *Annales Societatis Geologorum Poloniae*. 5.
- Pentecost A. et Zhang Z. (2006): Response of bryophytes to exposure and water availability on some European travertines. *Journal of bryology*, Volume 28, 21-26.
- Persson H. et Grolle R. (1961): *Roivainenia* Persson, eine neue Gattung der Lophoziaceae. *Nova Hedwigia*, 3, 43–46.
- Prach K. (2015): Obnova travinných ekosystémů v současné ekologii obnovy in *Management a obnova travinných ekosystémů*. Pracovní konference České botanické společnosti. Praha, 29.-30. 11. 2014.
- Schartum E., Mortensen S., Pittman K. et Jakobsen J. P. (2017): From pedal to filter feeding: ctenidial organogenesis and implications for feeding in the postlarval freshwater pearl mussel

- Margaritifera margaritifera* (Linnaeus, 1758). *Journal of Molluscan Studies*, February 2017, 83, 1, 36–42.
- Schreiber K. F. et Schiefer J. (1985): Vegetations - und Stoffdynamik in Grünlandbrachen – 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. In: Schreiber K.F. (ed.): Sukzesion auf Grünlandbrachen. Münstersche Geographische Arbeiten, 20, 111–153.
- Seibold S., Rammer W., Hothorn T., Seidl R. et al. (2021): The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature*, 597, 77–81.
- Simon O., Vaníčková I., Bílý M., Douda K., Patzenhauerová H., Hruška J. et Peltanová A. (2015): The status of freshwater pearl mussel in the Czech Republic: Several successfully rejuvenated populations but the absence of natural reproduction. *Limnologica*, 50, 11–20.
- Simon P. O. et Horáčková J. (2021): Co nám prozrazuje vymírání perlorodky říční o našich oligotrofních řekách? [What Does the Extinction of Freshwater Pearl Mussel Tell Us about Our Oligotrophic Rivers?]. *Živa*, 69, 243–247.
- Simon O. K., Tichá K., Rambousková M., Bílý M., Černá B., Dort J., Horáčková J., Hruška V., Kladivová J., Švanyga T. et Vydrová A. (2018): Metodika podpory perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*). Praha, VÚV TGM.
- Staponites R. L., Simon P. O., Barták V. et Bílý M. (2021): Management effectiveness in a freshwater protected area: Long-term water quality response to catchment-scale land use changes. *Ecological Indicators*, 144.
- Svobodová P. (2021): Vegetace vybraných lesních a nelesních pramenišť a mokřadních lokalit Krkonoš. *Opera Corcontica*, 58, 145–164.
- Šoltés R. (1989): Ekologicko-syntaxonomické hodnotenie bryocenóz Vysokých a Belianských Tater. Bratislava, Práce, VEDA. Biol.
- Ryba J. (1999): Americký lesník Aldo Leopold (1887-1949). *Lesnická práce*, 78, 10/99.
- Řepka R., Šebesta J., Maděra P. et Vahalík P. (2015): Comparison of the floodplain forest floristic composition of two riparian corridors: species richness, alien species and the effect of water regime changes. *Biologia*, 70, 208–217.
- Tahvanainen T., Sallantausta T., Heikkilä R. et Heikkilä R. (2002): Spatial variation of mire surface water chemistry and vegetation in northeastern Finland. Finnish Environment Institute Kimmo Tolonen. *Annales Botanici Fennici*, Volume 39, Issue 3, 235-251.
- Tahvanainen T. et Tuomala T. (2003): The reliability of mire water pH measurements - A standard sampling protocol and implications to ecological theory. *Wetlands*, 23, 701–708.
- Thienemann A. (1922): Hydrobiologische Untersuchungen an Quellen. *Archiv für Hydrobiologie*. 14, 151-190.
- Tockner K., Uehlinger U. et Robinson C. T. (2009): Rivers of Europe. doi 10.1016/B978-0-12-369449-2.X0001-X.
- van Everdingen J. J. (1991): Eensluitende ademgeluiden [Identical breathing sounds]. *Dutch, Ned Tijdschr Geneesk*, 135, 50, 2364-5.

- Vaničková I., Kopečková M. et Dort B. (2016): Praktická opatření na podporu perlorodky. Ochrana přírody, 3, 22–24.
- von Fumetti S., Nagel P., Scheifhacken N. et Baltes B. (2006): Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. *Hydrobiologia*, 568, 467–475.
- Vrba V. et Huleš L. (2007): Humus – půda – rostlina: Humus a půda. 10.
- Ward T. et Tockner K. (2001): Biodiversity: Towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*. 46, 807-819.
- Wengström N. et Proschwitz T. (2021): Zoogeography, ecology, and conservation status of the large freshwater mussels in Sweden. *Hydrobiologia*, 848.
- Williams D. D. et Hogg D. (1988): The ecology and production of invertebrates in a Canadian coldwater spring. *Holarctic Ecology*. 11, 41-54.
- Woodward G., Perkins D. M. et Brown L. E. (2010): Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2093–2106.
- Záhora J., Nohel P. et Kintl A. (2011): Vyplavování minerálního dusíku z orných, lučních a lesních půd v OPVZ II. st. Březová nad Svitavou. Sborník příspěvků XV. mezinárodní vodohospodářské konference Voda Zlín 2011, Zlín 10.–11. března.
- Zechmeister H. et Mucina L. (1994): Vegetation of European springs: High-rank syntaxa of the Montio-Cardaminetea. *Journal of Vegetation Science*, 5, 3, 385-402.
- Zelenková E. (2008): Sborník workshopu Šumavská řeka 23.10. Modrava, Klostermannova chata. 21.
- Zelený D. (2012): Poznámky k používání průměrných Ellenbergových indikačních hodnot při analýze vegetačních dat. *Praha. Zprávy České Botanické Společnosti*, 47, 159–178.
- Zelený D. et Schaffers A. P. (2012): Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *J. Veg. Sci.*, 23, 3, 419–431.
- Ziuganov V., Zotin A., Nezlin L. et Tretiakov V. (1994): The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish. Moscow, VNIRO Publishing House.

9. Seznam příloh

Příloha 1 – lokalizace zkoumaných pramenišť, základní data fytoocenologických snímků a všech zjišťovaných parametrů pramenišť a lesních ploch (1-30).

Příloha 2 – Fytoocenologické snímky studovaných lučních pramenišť zapsané v procentech pokryvnosti.

Příloha 3 – Fytoocenologické snímky studovaných lesních pramenišť zapsané v procentech pokryvnosti.

Příloha 4 – Lokalizace založených trvale monitorovaných ploch na plochách prosvětlovacích úprav v NPP Blanice a Prameniště Blanice.

Příloha 5 – Zopakování fytoocenologických snímků na TMP z roku 2016 převzatých z publikace Metodika podpory perlorodky říční (Simon et al., 2018).

10. Přílohy

Příloha 1 – lokalizace zkoumaných pramenišť, základní data fytoecologických snímků a všech zjišťovaných parametrů pramenišť a lesních ploch (1-30).

Název lokality	Pod drnem (HorSn40C)	Číslo mapka v čl 59	Číslo mapka v čl 54	Číslo mapka v čl 51	Za ohradou (SN29)	Luc54A Velká malá bříza	Rozliv na Spálenci	Odchovna rozliv	Toxické pramenišť	SNB 21 Ztracené	SNB 18 U modré bužírky	SNB 18B U vykáceného křoví pod třešní	První - Zbytiny	Mravenčí MRAV1	SN 24
Číslo snímku - pramenišť	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Souřadnice	48.8923333, 13.9485833	48.9069836, 13.9609444	48.9013453, 13.9622075	48.9031169, 13.9440228	48.9113556, 13.9599111	48.9119283, 14.0344847	48.9057367, 13.9726956	48.9256381, 13.9707786	48.9042911, 13.9790106	48.9125844, 13.9589308	48.9123922, 13.9599953	48.9128311, 13.9592850	48.9142553, 13.9684878	48.9211044, 13.9735236	48.9121997, 13.9612633
Datum snímku	01.07.2023	01.07.2023	01.07.2023	01.07.2023	01.07.2023	02.07.2023	02.07.2023	02.07.2023	02.07.2023	01.07.2023	01.07.2023	01.07.2023	01.07.2023	02.07.2023	01.07.2023
% vodní hladiny v prameništi	10	5	5	40	5	15	20	10	5	10	5	5	5	5	5
Konduktivita	23	130	33	53	132	172	92	70	80	58	70	53	72	61	80
Teplota vody	6,2	15	14,9	8,6	9	9,5	15	10,3	10,4	17,1	11,3	13	13	7,3	8,3
Volná plocha snímku bez vegetace	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Mocnost pramenišť	0,1 m	0,5 m	0,3 m	0,5 m	0,15 m	0,5 m	0,5 m	0,2 m	0,4 m	0,5	0,1 m	0,5 m	0,4 m	0,2 m	0,2 m
Orientace plochy	JV	JV	SV	V	V	V	V	Z	SV	JV	SV	V	JV	Z	SV
Nadmořská výška (m n. m.)	982,8	880	870	1009,3	887,6	846,1	828	782	814,4	893	886	891,8	820,4	788,7	878,5
Sklon	4	2	1	1	1	2	1	2	1	2	4	2	4	2	2
Zástin	2	0	1	3	0	2	0	3	2	0	0	0	3	2	1
Zástin listnaté/jehličnaté	listnáče	-	listnáče	listnáče	-	listnáče	-	listnáče	listnáče	-	-	-	listnáče	jehličnany, listnáče	jehličnany, listnáče
Zástin – světové strany	V	-	V	JV	-	S, J, Z	-	S, J, V, Z	SV	-	-	-	S, V, J, Z	VS	JZ
Antropogenní vliv	ne	ne	Pod cestou	ne	Mrtvé dřevo blízko ohrady	ne	ne	ne	ne	ne	Pasená louka	-	Ne	Ne	-
Mrtvé dřevo	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	-	2	0

Pozice mrtvého dřeva	-	-	-	-	Ležící	-	-	-	-	-	-	-	-	ležící	-
Pařezy	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Počet stromů na prameništi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0
Napojenost prameniště na vodní tok	Tekoucí, odtéká	Tekoucí, odtéká	Stagnující, vsakující	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Tekoucí, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující	Tekoucí	Tekoucí
Okolní porosty kolem prameniště	zmlazené vrby a smrky	Vrby	Velké vrby	Smrky, olše	Smrky, břízy	bříza	-	Polykormon olše	Vrba	-	-	Zmlazené vrby	Břízy	Smrky, olše	Borovice, břízy
Budoucí vývoj prameniště	Hrozí zárůst vrkami	Hrozí zárůst vrkami	Hrozí zárůst vrkami	Narůstající zástin	Možná eutrofizace	Narůstající zástin	Přirozený	Přirozený	Přirozený	Přirozený	-	Zástin vrby	Zástin	Zárůst olšemi	Přirozený
Lesní plocha Mrtvé dřevo	2	1	3	1	3	0	0	0	0	3	2	0	2	3	3
Pozice mrtvého dřeva	ležící	ležící	0	ležící	Stojící (1), ležící	-	-	-	-	Ležící	-	-	Ležící	ležící	Ležící
Stáří pařezů	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	-	-	3	2	3
Počet pařezů	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	3	4	3
Počet stromů v lesní ploše	3	2	1	4	3	3	0	0	1 - vrba, polykormon	-	0	0	3	3	3
Průměr stromů ve čtverci	40, 50, 10	60, 42	133	56, 73, 23, 68	91, 82, 47	57, 102, 36	0	0	42, 36, 87, 25, 120	0	0	0	133, 160, 150	137, 74, 41	135, 80, 90
Zmlazení do 0,5 m	5 %	0	0	5 %	10 %	0	0	0	0	0	0	0	-	15 %	15 % vrby
Zmlazení nad 0,5 m	20 %	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	10 %	0
Antropogenní vliv	-	-	-	-	Hodně mrtvého dřeva	-	-	-	-	-	-	Pasená louka	Zástin vrby	Prořezávky	Prořezávky
Budoucí vývoj lesní plochy	Hrozí zárůst vrkami	Hrozí zárůst vrkami	Hrozí zárůst vrkami	Narůstající zástin	Možná eutrofizace	Narůstající zástin	Přirozený	Přirozený	Přirozený	Přirozený	Zárůst konkutenčními druhy rostlin	Zárůst vrkami	Zástin, zárůst	Možný zástin ze zmlazení olší	Možný zástin ze zmlazení
Celková pokrývnost E0 %	89,1	95	98,2	60	95	85	70	90	95	90	95	95	95	95	95
Celkový počet druhů rostlin	21	16	19	13	13	11	10	12	10	14	8	8	11	10	14

Název lokality	Pralesní zbytek (CP13) číslo 4	Baudyšové (SP 84)	Dortův dar (SP 09)	V rozpadlé olšíně	Příkop nad rozpadlou olšínou	Zničené s játkami	Tetřivčí 24	Tetřivčí 40	U vrb	U chaty	Pod svaahem pod olšínou	Tetřivčí (Zničené)	Zničené u mostu	Horní Sněžná - Vlastní	Luční potok - Vlastní
Číslo snímku	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Souřadnice	48.9046817, 14.0442886	48.90579731, 13.95363048	48.90141667, 13.96641667	48.9161719, 13.9982181	48.9153017, 13.9977058	48.9151761, 13.9984917	48.9329906, 14.0089583	48.9333969, 14.0060008	48.9025872, 13.9649769	48.9338693, 14.0102207	48.9152044, 13.9845433	48.9152661, 13.9848278	48.9174049, 13.9982531	48.9030583, 13.9438256	48.91190, 14.03410
Datum snímku	02.07.2023	17.06.2023	17.06.2023	13.06.2020	13.06.2020	13.06.2020	17.06.2023	17.06.2023	16.06.2023	17.06.2023	17.06.2023	17.06.2023	17.06.2023	01.07.2023	17.06.2023
% vodní hladiny v prameništi	10	10	30	5	10	15	15	5	10	20	5	15	15	20	5
Konduktivita	82	6	84	93	90	86	107	71	70	157	53	55	77	80	120
Teplota vody	15	8,4	7,4	12,5	11	10	14,5	12,5	10,5	8,12	10,6	10,4	6,8	12,2	13,7
Volná plocha snímku bez vegetace	20	30	0	0	0	20	30	0	0	0	0	60	50	20	0
Mocnost prameniště	0,5 m	0,5 m	0,5 m	0,5 m	0,1 m	0,2 m	0,5 m	0,5 m	0,2 m	0,5 m	0,5 m	0,5 m	0,5 m	0,5 m	0,5 m
Orientace plochy	S	V	S	SZ	SZ	JZ	Z	JZ	V	Z	SZ	SZ	SZ	JV	J
Nadmořská výška (m n. m.)	897,9	913	850	832,1	836,8	841	896	884,8	850	903,3	798	799	823	988	874,9
Sklon	2	1	1	2	2	2	2	1	1	4	2	2	1	2	1
Zástin	3	5	0	2	3	4	4	3	0	0	4	5	5	3	1
Zástin listnaté/jehličnaté	jehličnany, listnáče	Jehličnany	0	Jehličnaté	Listnaté	Jehličnaté	Jehličnaté	Listnaté	0	-	Jehličnany	Jehličnany	Jehličnany	Jehličnany	Jehličnany
Zástin - světové strany	V, J	S, V, J, Z	-	Z, V, S	S, J, V	S, J, Z	S, V, J, Z	S, V, J, Z	-	-	S, V, J, Z	S, V, J, Z	S, V, J, Z	J, V, Z	V
Antropogenní vliv	-	Cesta nad prameništěm	Ne	Ne	Přebagrované, odvodněné	Rozkopané strouhy	ne	ne	Ne	-	Ne	Smrková monokultura	Smrková monokultura	Ne	-
Mrtvé dřevo	-	1	0	3	1	3	0	0	0	0	2	0	2	1	0
Pozice mrtvého dřeva	-	Ležící	-	Stojící, ležící	Ležící	Ležící	-	-	-	-	ležící	-	ležící	Ležící	0
Pařezy	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0

Počet stromů na prameništi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0
Napojenost prameniště na vodní tok	Tekoucí, vsakující	Tekoucí, odtéká	Tekoucí, odtéká	Stagnující, odtéká	Tekoucí, odtéká	Tekoucí, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, odtéká	Stagnující, vsakující	Stagnující, odtéká	Stagující, vsakující	Stagující, vsakující	Tekoucí, odtéká	Stagnující, oteká	Stagnující, vsakující	
Okolní porosty kolem prameniště	Smrky	Kaprad'	-	Smrk, olše	Smrk, olše	Smrk	Smrk, vrba	Olše, břízy, vrby	Vrba, smrk	-	Smrky, úplný zástin	Smrky, úplný zástin	Smrky, úplný zástin	Smrky, olše	Smrk	
Budoucí vývoj prameniště	-	Zástin smrku	Možný zárůst sítinou	Zvyšující se zástin	Zvyšující se zástin	Hustý smrkový porost	Zvyšující se zástin	Zvyšující se zástin	Možný zástin vrbou	Přirozený	Smrčina - zástin i v budoucnu	Smrčina - zástin i v budoucnu	Smrčina - zástin i v budoucnu	Nárůst zástinu	Skřípina	
Lesní plocha Mrtvé dřevo	3	2	0	3	2	3	1	3	0	0	1	3	2	0	0	
Pozice mrtvého dřeva	Ležící	Stojící, ležící	0	Stojící, ležící	Ležící	Stojící, ležící	Ležící	Stojící	0	-	Ležící	Stojící, ležící	ležící	1	0	
Stáří pařezů	0	2	0	3	2	0	0	0	0	0	0	2	3	ležící	-	
Počet pařezů	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	8	0	0	
Počet stromů v lesní ploše	3	3	0	7	3	5	3	11	0	0	1	18	8	2	1	
Průměr stromů ve čtverci	165, 143, 34	113, 86, 91	0	52, 61, 78, 92, 65, 32, 45	190, 40, 105	120, 51, 56, 100, 106	48, 71, 55	24, 38, 12, 42, 27, 77, 69, 35	0	0	56	35, 33, 29, 30, 42, 16, 13, 24, 50, 53, 56, 32, 23, 38, 30, 19, 35, 28	94, 104, 99, 73, 78, 114, 106, 20	124, 89,5	94	
Zmlazení do 0,5 m	0	0	0	25 %	0	0	0	0	0	0	15 %	10	0	0	0	
Zmlazení nad 0,5 m	0	0	0	10 %	0	0	0	0	0	0	5 %	5	0	0	0	
Antropogenní vliv	Prořezávky	Prosvětlit	Kosení	Prořezávky	Přebagrované, odvodněné	Rozkopená strouha	-	-	Kosení	-	-	-	Pokácené smrky	Možný zástin	-	
Budoucí vývoj lesní plochy	Možný zástin ze zmlazení	Tmavé, zdevastované	Možný zárůst sítinou	Zvyšující se zástin	Zvyšující se zástin	Zvyšující se zástin	Budoucí vývoj lesní plochy	Hrozí zárůst vrbami	Hrozí zárůst vrbami	Hrozí zárůst vrbami	Narůstající zástin	Možná eutrofizace	Narůstající zástin	Přirozený	Přirozený	
Celková pokryvnost E0 %	70	60	70	95	90,6	65,6	55,1	95	90	80,1	95	25	35	60	95	
Celkový počet druhů rostlin	14	8	12	13	21	18	10	14	19	19	22	7	8	14	17	

Příloha 2 – Fytcenologické snímky studovaných lučních prameništ' zapsané v procentech pokryvnosti E0 patro nebylo sledováno a ve snímcích se neobjevovala žádná vegetace z E2 a E3 patra.

Fytcenologické snímky hodnocených lučních prameništ' v NPP Blanice a Prameniště Blanice, květen a červen 2023															
Číslo lučního prameniště	2	3	5	6	7	8	9	1	11	12	18	24	25	3	Frekvence výskytu (%) na prameništích
Celková pokryvnost E1 patra (%)	95	98,2	95	85	70	90	95	90	95	95	70	90	80,1	95	
<i>Alopecurus pratensis</i>	3	5		5		1					2	5	0,1	5	57
<i>Agrostis capillaris</i>							5								7
<i>Anthoxanthum odoratum</i>													5		7
<i>Bistorta major</i>											1				7
<i>Briza media</i>								3							7
<i>Calamagrostis canescens</i>													6		7
<i>Calamagrostis villosa</i>													1		7
<i>Caltha palustris</i>		1	2	25	1	5	15						8	2	50
<i>Cardamine amara</i>			1	5		1	7				15	1			43
<i>Carex nigra</i>		5						3	4						21
<i>Carex panicea</i>								5				5	3		21
<i>Cirsium palustre</i>	3	5					5			5			5	5	43
<i>Crepis paludosa</i>												2			7
<i>Cynosurus cristatus</i>								5	5						14
<i>Deschampsia cespitosa</i>								13		1	2	1		5	36
<i>Epilobium obscurum</i>			15	5	1	5	5		2	3		15			57
<i>Epilobium palustre</i>		0,1													7
<i>Equisetum palustre</i>	5	0,1			5						5			5	36
<i>Equisetum sylvaticum</i>	3		5						1						21
<i>Festuca gigantea</i>												5			7
<i>Festuca pratensis</i>	5	3			5	5		4				5		5	50
<i>Festuca rubra</i>												3		2	14
<i>Filipendula ulmaria</i>						5	3	25		17					29
<i>Galium palustre</i>			5					7						2	14
<i>Geum rivale</i>				5	2		5				5				29
<i>Glyceria fluitans</i>											15				7
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>		1	5					5						1	29
<i>Juncus effusus</i>	1	2	1					5	15		12	5		5	57
<i>Juncus filiformis</i>	5	1													14
<i>Lathyrus pratensis</i>													1		7
<i>Lychnis flos-cuculi</i>											2				7
<i>Myosotis nemorosa</i>	5	5				1	2	5			3		5		50
<i>Myosotis scorpioides</i>		2										5			7
<i>Phleum pratense</i>						5							3	2	21
<i>Poa nemoralis</i>			7			1									14
<i>Poa palustris</i>	3	3		5	5			5				1		5	50
<i>Poa pratensis</i>	5	5			1									4	29
<i>Poa trivialis</i>		2				1		2					5		29
<i>Potentilla erecta</i>													5		7
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.											5				7
<i>Ranunculus flammula</i>														4	7
<i>Rubus idaeus</i>			6									5			14
<i>Rumex acetosa</i>	8			3	3		3	1			3	5			43
<i>Scirpus radicans</i>	15	2		15	1		13		7	2				8	57
<i>Scirpus sylvaticus</i>	12	1		1	1								5	5	43
<i>Sorbus aucuparia</i>	2														7
<i>Stellaria alsine</i>						5						3	3		14
<i>Stellaria palustris</i>	1	5	5	5						5		1	2		50
<i>Tephrosieris crispa</i>	1	5											5	5	29
<i>Typha latifolia</i>									4	3					14
<i>Urtica dioica</i>			1									1		2	21
<i>Vaccinium myrtillus</i>															7
<i>Valeriana dioica</i>												1	1		14
<i>Veronica beccabunga</i>			5	2		1	1			5			4		43
<i>Viola palustris</i>			1									3			14

Příloha 3 – Fytocenologické snímky studovaných lesních prameništ' zapsané v procentech pokryvnosti E0 patro nebylo sledováno a ve snímcích se neobjevovala žádná vegetace z E2 a E3 patra.

Fytocenologické snímky hodnocených lesních prameništ' v NPP Blanice a Prameniště Blanice, květen a červen 2023																	
Číslo lesního prameniště	1	4	13	14	15	16	17	19	20	21	22	23	26	27	28	29	Frekvence výskytu (%) na prameništích
Celková pokryvnost E1 patra (%)	89	60	95	95	95	70	60	95	91	66	55	95	95	25	35	60	
<i>Caltha palustris</i>	13	5	34		15	8	12		5	3	22	35	15	1	1		81
<i>Aegopodium podagraria</i>									3								6,3
<i>Ajuga genevensis</i>							3										6,3
<i>Alopecurus pratensis</i>	1					1					5						19
<i>Anemonoides nemorosa</i>									0,1								6,3
<i>Anthoxanthum odoratum</i>											5	5					13
<i>Athyrium filix-femina</i>	0,1		1			5	5	5	1					1	3		50
<i>Calamagrostis arundinacea</i>				2													6,3
<i>Calamagrostis canescens</i>				1													6,3
<i>Calamagrostis villosa</i>									3								6,3
<i>Cardamine amara</i>	5	6	1	5	12	3	13			5			7	5	3	15	75
<i>Cardamine impatiens</i>									0,1	1							13
<i>Carex panicea</i>													1				6,3
<i>Cirsium palustre</i>	5			1	5							3	1				31
<i>Crepis paludosa</i>							1		2	2	5						25
<i>Cynosurus cristatus</i>															1		6,3
<i>Deschampsia cespitosa</i>			1		1			3			5	1	3		5	1	50
<i>Epilobium obscurum</i>	0,5	7		5	7	7	1	5		3	2	1	5				69
<i>Epilobium palustre</i>													3				6,3
<i>Equisetum palustre</i>		3			7							6				3	25
<i>Equisetum sylvaticum</i>	8	4	2,5						4	3		11			3		44
<i>Equisetum telmateia</i>			2,5									4					13
<i>Festuca gigantea</i>								7		1		8					19
<i>Festuca pratensis</i>		1										5					13
<i>Festuca rupicola</i>				2													6,3
<i>Filipendula ulmaria</i>			12										7				13
<i>Galeopsis ladanum</i>									0,1								6,3
<i>Galium aparine</i>		2,5				5			0,1								19
<i>Galium palustre</i>	5	2,5				5				0,1	0,1		3	3		4	50
<i>Glechoma hederacea</i>												1					6,3
<i>Glyceria fluitans</i>		9				15		35					2			5	31
<i>Gymnocarpium disjunctum</i>														3			6,3
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	15			15	5		8	1	3	15		1					50
<i>Juncus effusus</i>	5	7			1	5				5		1	3		7	5	56
<i>Juncus filiformis</i>		3															6,3
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	5		1														13
<i>Medicago falcata</i>	6				5												13
<i>Myosotis nemorosa</i>	1	3		5		5		6	0,1	1			5			2	56
<i>Myosotis scorpioides</i>	0,5																6,3
<i>Oxalis acetosella</i>						1		5	5	1			3			3	38

<i>Petasites albus</i>								3	3						3			19
<i>Picea abies</i>										5						2		13
<i>Poa palustris</i>	5							3	3	3			5			1		50
<i>Poa pratensis</i>									1									6,3
<i>Poa trivialis</i>	2											3						13
<i>Potentilla erecta</i>												3						6,3
<i>Potentilla palustris</i>	3															2		13
<i>Prunus padus</i>					1													6,3
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.			3		5			5										19
<i>Ranunculus flammula</i>						2				0,5			5			15		25
<i>Rubus idaeus</i>																		6,3
<i>Scirpus sylvaticus</i>													5					6,3
<i>Senecio fuchsii</i>											3							6,3
<i>Senecio ovatus</i>													1					6,3
<i>Sorbus aucuparia</i>	1							2	3						2			25
<i>Stellaria alsine</i>					5			4	2									19
<i>Stellaria palustris</i>	2	7	5			5	8						7					38
<i>Tephrosieris crispa</i>	5		5		3	3		2	5				1					44
<i>Urtica dioica</i>				4	5				0,1	5								25
<i>Vaccinium myrtillus</i>																1		6,3
<i>Valeriana dioica</i>										0,1		4	3	1				25
<i>Veronica beccabunga</i>	1				1				2				5			1		31
<i>Viola palustris</i>												5		5				13

Příloha 4 – Lokalizace založených trvale monitorovaných ploch na plochách prosvětlovacích úprav v NPP Blanice a Prameniště Blanice.

TMP	Lokalita	Číslo hodnocené lokality	Dominantní dřevina	Zástin	Souřadnice	
1	Nad kapličkou	5	březový háj	2	48,9081872N	13,9612775E
2	Horní Sněžná	9	smrčina	4	48,9040244N	13,9584433E
3	Horní Snežná	10	keřové vrby	1	48,9038000N	13,9607100E
4	Pod Spálencem	20	keřové vrby	0	48,9019631N	13,9615950E
5	Luční potok	25	borovice	0	48,9013850N	13,9682358E
6	Křišťanov	29	smíšený les	4	48,9046789N	13,9905544E
7	Tetřívčí potok	31	olše	1	48,9109408N	13,9997494E
8	Tetřívčí potok	32	olše	1	48,9172433N	13,9957481E
9	Nad Tetřívčím	39	smrčina	5	48,9193475N	13,9997114E
10	Koryto	44	olše v břízách	3	48,9325636N	14,0045058E

Příloha 5 – Zopakování fytoocenologických snímků na TMP z roku 2016 převzatých z publikace Metodika podpory perlorodky říční (Simon et al., 2018).

Název lokality	Blanice - Spálenecský potok 1	Blanice - Spálenecský potok 1	Blanice - Spálenecský potok 2	Blanice - Spálenecský potok 2
Datum snímku	06.07.2016	16.07.2023	06.07.2016	16.07.2023
Autor snímku	Vydrová Alena	Tomešová Barbora	Vydrová Alena	Tomešová Barbora
WGS 84	48°54'23.7"N, 13°58'17.7"E	48°54'23.7"N, 13°58'17.7"E	48°54'21.2"N, 13°58'15.4"E	48°54'21.2"N, 13°58'15.4"E
Biotop	T1.5	T1.5	T1.5	T1.5
Typ managementu	nekosená plocha	nekosená plocha	nekosená plocha	nekosená plocha
Označení plochy	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem	geodetické kolíky s červeným pruhem
Sklon	2°	2°	3°	3°
Orientace	JJZ	JJZ	J	J
Nadmořská výška	840 m n. m.	840 m n. m.	840 m n. m.	840 m n. m.
Velikost plochy	4 x 4 m	4 x 4 m	4 x 4 m	4 x 4 m
Celková pokryvnost (%)	98	98	98	98
Pokryvnost E1 (%)	95	95	95	95
Pokryvnost E0 (%)	15	15	20	20
Počet druhů	33	25	32	25
Lokalita	Blanice - Spálenecský potok 1	Blanice - Spálenecský potok 1	Blanice - Spálenecský potok 2	Blanice - Spálenecský potok 2
Druhy	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %	Pokryvnost v %
<i>Achillea millefolium</i>	0	0	0.1	0
<i>Agrostis canina</i>	10	7	7	7
<i>Alopecurus pratensis</i>	0	0	0.1	0
<i>Angelica sylvestris</i>	1	0	1	0
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0	0	0.1	0.1
<i>Anthriscus sylvestris</i>	0.1	0	0.1	0
<i>Avenula pubescens</i>	0.1	0	0	0

<i>Bistorta major</i>	0	5	3	3
<i>Briza media</i>	0	0	0	1
<i>Caltha palustris</i>	7	7	7	8
<i>Cardamine amara</i>	0	5	0	0
<i>Campanula patula</i>	0	0	0	0
<i>Carex davalliana</i>	0	0	0	0
<i>Carex echinata</i>	0	0	0	0
<i>Carex nigra</i>	20	10	10	7
<i>Carex ovalis</i>	0	0	0.1	1
<i>Carex pallescens</i>	0	0	0	0
<i>Carex panicea</i>	1	1	1	1
<i>Centaurea pseudophrygia</i>	0	0	0	0
<i>Cirsium heterophyllum</i>	1	1	0	0
<i>Cirsium palustre</i>	3	10	0	0
<i>Crepis mollis subsp. hieracioides</i>	0.1	10	1	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	0	0	0
<i>Elytrigia repens</i>	0	0	0	0
<i>Epilobium obscurum</i>	0	0	0	0
<i>Epilobium palustre</i>	0.1	1	0	0
<i>Equisetum fluviatile</i>	0	0	1	1
<i>Festuca pratensis</i>	1	2	1	1
<i>Festuca rubra</i>	1	1	1	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	0	0	0	0
<i>Galium album</i>	0	0	0	0
<i>Galium palustre</i>	0.1	1	0.1	0
<i>Galium uliginosum</i>	3	3	5	3
<i>Geum rivale</i>	0	0	0	0
<i>Heracleum sphondylium</i>	0.1	0	0	0
<i>Holcus lanatus</i>	60	60	65	60
<i>Holcus mollis</i>	7	5	3	2
<i>Hypericum maculatum</i>	1	0	0	0
<i>Juncus conglomeratus</i>	1	1	1	1
<i>Juncus effusus</i>	1	0.1	0	0
<i>Juncus filiformis</i>	1	0.1	1	2
<i>Lathyrus pratensis</i>	1	0	5	3
<i>Luzula multiflora</i>	0	0	0	0
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0.1	10	0	10
<i>Mentha arvensis</i>	0.1	0	0	0
<i>Myosotis nemorosa</i>	0.1	5	1	10
<i>Myosoton aquaticum</i>	0	0	0	0
<i>Phleum pratense</i>	0	0	1	0
<i>Pimpinella major</i>	0	0	1	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0.1	0
<i>Poa trivialis</i>	5	5	3	4
<i>Potentilla erecta</i>	1	0	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	0.1	0	0.1	10
<i>Ranunculus auricomus</i>	0	15	0.1	0
<i>Ranunculus repens</i>	0	0	0	0
<i>Rumex acetosa</i>	0.1	0	0.1	1
<i>Sanguisorba officinalis</i>	0	0	0	0

<i>Scirpus sylvaticus</i>	5	15	0	0
<i>Stellaria graminea</i>	0	0	0	0
<i>Trifolium hybridum</i>	0	0	0	0
<i>Trifolium pratense</i>	0	0	0	0
<i>Trifolium repens</i>	0	0	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	0
<i>Valeriana dioica</i>	0	0	0	0
<i>Veronica arvensis</i>	0	5	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i>	0.1	0	1	2
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0.1	1
<i>Viola palustris</i>	1	0	0.1	1