

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Biologická fakulta Katedra
botaniky

Faculty of Biological Sciences
Department of Botany
University of South Bohemia
České Budějovice, Czech Republic



Vazby mezi vegetací a prostředím v horské říční nivě

**(Relationships between vegetation and
environment within a montane floodplain)**

Ivana Bufková

**Doktorská disertační práce
Botanical Ph.D. Thesis 2007/1**

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

České Budějovice 2007

Annotation

Bufková, I. (2007): Relationships between vegetation and environment within a montane floodplain. Ph.D. Thesis, in Czech, 179 p. Department of Botany, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Presented thesis is focused on natural heterogeneity and interactions between vegetation and abiotic environment within a well preserved mountain floodplain along the Upper Vltava River (the Šumava National Park, Czech Republic). Detailed analyses of vegetation and hydrochemical parameters were conducted along cross-sectional transects. Both vegetation and hydrological patterns as well as phytosociological characteristics of present vegetation were investigated. Biogeographical importance and biological and hydrochemical diversity of the studied floodplain were emphasised. Two ecologically different zones were distinguished in the floodplain: Zone I was under direct influence of the river, and exhibited higher pH and ammonium content in largely fluctuating groundwater; and Zone II, covering more than half of the floodplain extent, was under the prevailing influence of water coming from the adjacent upland, and exhibited lower pH, higher content of humic acids, and a higher and relatively stable groundwater table. Results were used to propose conservation strategy and management of the studied floodplain and its surroundings.

Financial support

Czech Grant Agency GAČR 526/00/1442,
Ministry of Education of the Czech Republic 6007665801

Financial Support from the Administration of the Šumava National Park and the Czech Ministry of the Environment

Prohlašuji, že jsem zpracovala disertační práci samostatně, s použitím citované literatury a dalších citovaných zdrojů.

Ivana Bufková

Obsah

1. Úvod	5
1.1. Heterogenita a dynamika říčních niv	
1.2. Disturbance a sukcese	
1.3. Druhová diverzita	
1.4. Teoretická východiska pro management a ochranu říčních niv	
1.5. Cíle disertační práce	
2. Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe.	15
(BUFKOVÁ I. & PRACH K., 2006: Wetlands Ecology and Management 14: 317-327)	
3. Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River. (Šumava National Park, Czech Republic)	29
(BUFKOVÁ I., PRACH K. & BASTL M., 2005: Silva Gabreta, Supplementum, 2:1-78)	
4. Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk.	99
(SÁDLO J. & BUFKOVÁ I., 2002: Preslia, 74: 67-83).	
5. Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen Horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava).	121
(BUFKOVÁ I. & RYDLO J., 2007: Silva Gabreta, submitted)	
6. Výstupy a závěry disertační práce	161
6.1. Závěry	
6.2. Praktická doporučení pro ochranu přírody a management v oblasti Hornovltavského luhu	
7. Seznam citované literatury (kapitoly 1 a 6)	171



1.

Úvod

- 1.1. Heterogenita a dynamika říčních niv
- 1.2. Disturbance a sukcese
- 1.3. Druhová diverzita
- 1.4. Teoretická východiska pro management a ochranu říčních niv
- 1.5. Cíle disertační práce

Říční koridory patří mezi významné strukturní a funkční komponenty krajiny (FORMAN & GORDON 1981). Vyznačují se vysokou biodiverzitou, hrají důležitou roli ve vodním režimu krajiny a transportu látek včetně koloběhu živin. Jejich dynamické a vysoce proměnlivé prostředí z nich činí jedny z nejproduktivnějších a nejrozmanitějších systémů na zeměkouli (NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD 1998, TOCKNER & STANFORD 2002). Současně se jedná i o systémy vysoce citlivé vůči změnám přírodního prostředí způsobené člověkem.

V hustě osídlených částech Evropy byly říční koridory člověkem proměňovány a upravovány po mnoho století (CHAUVET & DÉCAMPS 1989, PETTS et al. 1989, NAIMAN et al. 2005). Regulace vodních toků, napřimování a technické úpravy říčních koryt, změny průtokových poměrů výstavbou vodních děl a v neposlední řadě i intenzivní využívání a zástavba poříčních zón vedly k drastickému snížení přirozené heterogenity říčních koridorů a k celkové degradaci jejich ekologických funkcí (BRAVARD et al. 1986, PETTS et al. 1989, BENKE 1990, WARD & STANFORD 1995a, GODREAU et al. 1999, WARD et al. 1999, 2002a, TOCKNER 2003). Největší změny přitom prodělaly především vodní toky s dobře vyvinutými a strukturovanými říčními nivami situované v nižších polohách. Dynamické vztahy a složitý komplex gradientů mezi různými hydrologickými systémy, heterogenním prostředím a aluviálními biotopy v říčních nivách byly tak zásadním způsobem redukovány zejména celkovým omezením dynamiky vodního toku, jeho napřimením a stabilizací do jediného koryta a omezením záplavového režimu (WARD & STANFORD 1995a). Říční koridory a říční nivy se tak v současné době řadí mezi nejohroženější systémy a jejich výzkumu i ochraně je věnována velká pozornost (NAIMAN & DÉCAMPS 1990, NIENHUIS et al. 1998, TOCKNER & WARD 1999, BOON et al. 2000, WARD et al. 2001, NAIMAN et al. 2005).

Systematický a komplexní výzkum říčních koridorů a říčních niv je záležitostí 20. století, především jeho druhé poloviny. Většina říčních toků v civilizovaných částech temperátní zóny v Evropě i v Severní Americe byla však již pozměněna dlouho před zformováním říční ekologie jako dílčího výzkumného směru (PETTS et al. 1989). Počáteční ekologické studie tak byly mnohdy prováděny na již regulovaných tocích s pozměněnými říčními nivami, což do jisté míry vedlo k nedocenění klíčové role heterogenity a dynamiky prostředí a procesů v poříčních oblastech (WARD et al. 2002c). To se projevilo mimo jiné i na formulaci prvních ekologických konceptů zobecňujících poznatky týkající se ekologie říčních vod (ILLIES & BOTOSANEANU 1963, VANNOTE et al. 1980, WARD et al. 2002a) a posléze též na celkovém pojetí ochrany a obnovy narušených říčních koridorů (KONDOLF 1998, WARD et al. 2002c, JANSSON et al. 2005). Jako reakce na tuto situaci je komplexní ekologický výzkum říčních koridorů a říčních niv v poslední době více orientován na zachovalé nebo jen málo pozměněné úseky vodních toků (TOCKNER et al. 2000, WARD et al. 2001, WARD et al. 2002b, 2002c, TOCKNER 2003). Správné pochopení přirozených procesů a strukturálních vazeb je totiž klíčovým předpokladem pro stanovení vhodného způsobu jejich ochrany i dlouhodobě udržitelného managementu (STANFORD et al. 1996, WARD et al. 2001).

V souladu s uvedenými trendy je i téma předkládané disertační práce zaměřené na

studium vazeb mezi abiotickým prostředím a vegetací v relativně přirozené horské říční nivě. Studované území představuje širokou, plochou říční nivou, která je utvářena v horských podmínkách a z převážné části je vyplněna rašeliništi. Jedná se o typ aluvia ve střeoevropském regionu ojedinělý, který zde nebyl dosud detailně studován. Získané výsledky mohou být příspěvkem k poznání heterogenity a biodiverzity málo narušených horských toků s dobře vyvinutou říční nivou, ostře kontrastující se silně pozměněnými a degradovanými úseky plochých říčních niv v nižších polohách Českého masivu. Současně mohou sloužit jako podklad pro stanovení managementu a ochrany cenného říčního koridoru, založených na analýze dynamických struktur a jejich vzájemných vztahů.

1.1. Heterogenita a dynamika říčních niv

Termínem říční koridor je označována ta část území, resp. údolí podél vodního toku, na kterém je vegetace ovlivňována záplavami nebo zvýšenou hladinou vody (NAIMAN & DÉCAMPS 1997). Říční koridory mohou mít podobu sevřených kaňonovitých údolí nebo plochých říčních niv. Oba typy se podél vodního toku obvykle střídají v závislosti na podmínkách prostředí (STANFORD & WARD 1993).

Charakteristickým znakem říčních koridorů je přirozeně vysoká heterogenita projevující se v prostoru i v čase (WARD 1989, NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD et al. 2002b). Říční koridory jsou otevřené, nerovnovážené systémy, utvářené častými přírodními disturbancemi způsobenými přirozenou dynamikou řeky. Kinetická energie řeky je tak jedním z hlavních fyzikálních činitelů, který prostřednictvím procesů eroze, transportu a depozice materiálu formuje struktury uvnitř říčních koridorů a udržuje jejich vysokou časo-prostorovou diverzitu (PRACH et al. 1996, WARD et al. 1999, TOCKNER et al. 2000, NAIMAN et al. 2005).

Říční koridory představují typické čtyřdimenzionální systémy (WARD 1989). Gradienty prostředí i heterogenita struktur a probíhajících procesů se zde projevují ve směru longitudinálním, vertikálním i laterálním. Longitudinální (podélný) gradient vyjadřující kontinuitu a složitost vazeb podél říčního toku byl charakterizován již v prvních ekologických konceptech zabývajících se ekologií říčních koridorů - „*river continuum concept*“ (VANNOTE et al. 1980), „*nutrient spiralling concept*“ (NEWBOLD et al. 1982). Vertikální gradient vyjadřuje nejčastěji vertikální interakce mezi tekoucí vodou v říčním toku a zdroji podzemní vody („*hyporheic corridor*“) a související procesy (STANFORD & WARD 1993). Laterální gradient zahrnuje složité interakce a mozaiku ekotonů mezi vodním a terestrickým prostředím ve směru od břehů toku k okolním svahům (NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD 1998, TOCKNER et al. 2000). Heterogenita prostředí a složitost funkčních vazeb se obecně podél toku směrem po proudu zvyšuje. Komplikovaností gradientů a vazeb se vyznačují především široké a ploché nivy podél velkých toků v nížinných polohách, které mohou dosahovat šířky až několika desítek kilometrů (MALANSON 1995). Ploché nivy se ovšem za určitých geomorfologických podmínek objevují i podél horních úseků řek a v horských oblastech. Příkladem ploché horské nivy s meandrujícím tokem a výraznou laterální dimenzí je sledované území Hornovltavského luhu. V kapitolách 2 a 3 je analyzována variabilita abiotických poměrů a vegetace podél

laterálního gradientu napříč studovanou říční nivou. Diskutovány jsou zjištěné analogie a rozdíly ve vztahu k eutrofnějším typům dobře strukturovaných říčních niv v nižších nadmořských výškách.

Členitý povrch plochých říčních niv, primárně utvářený hydrogeomorfologickými procesy, představuje základní matrix, ve které mohou vznikat různorodé typy mezo- a mikrohabitátů s rozdílnými stanovištními podmínkami. Topografická členitost vyznačující se častým střídáním terénních sníženin a elevací je nejvýraznější v blízkosti řeky, kde kinetická energie toku je největší a kde nejčastěji dochází k přesunům většího množství materiálu. U meandrujících toků jsou nárazové konkávní břehy vymílány, zatímco v konvexní části meandruje materiál ukládán a niva se laterálně obnovuje. Meandry přirozených toků se tak posouvají laterálně a ve směru po proudu a v konkávních částech jejich smyček je povrch nivy typicky zvlněn do struktur označovaných jako *ridges and swales*. Dalším charakteristickým prvkem jsou agradační valy (*leveés*) tvořené hrubšími sedimenty, které jsou deponovány blízko břehových partií podél toku během záplav. U velkých nížinných toků mohou být tyto valy nakupeny až do výše 5m nad povrch vlastní nivy. U meandrujících toků také dochází, zpravidla při silných záplavách, k razantním změnám v průběhu vlastního řečiště, kdy je spontánně protržena úzká šíje silně zakřivených smyček meandrů a dojde k odříznutí meandru (MITCH & GOSSELINK 1986, MALANSON 1995, WARD et al. 2002b). Odříznuté meandry se stojatou vodou, které zahrnují lentické i semi-lotické biotopy, se navzájem liší svými stanovištními poměry a významně přispívají k heterogenitě aluviálního prostředí. Rozdíly mezi jednotlivými rameny jsou přitom do značné míry podmíněny jejich „stářím“, které je odrazem jednak míry izolace ramene od řeky, resp. přetrvávajícího hydrologického propojení s říční vodou, a také fáze zazemnění ramen. Důležitou roli hraje rovněž napojení na další hydrologické zdroje (podzemní voda, svahová voda), jež se vyznačují odlišnými hydrochemickými poměry (BORNETTE et al. 1998a, 1998b). Zcela zazemněná stará říční koryta, již bez vodních biotopů, se finálně stávají součástí zvlněného a členitého povrchu nivy. U přirozených říčních niv se popisované geomorfologické prvky a struktury vyznačují značnou nestálostí a často podléhají rychlým proměnám. Díky dynamickému prostředí a probíhajícím procesům jsou kontinuálně obnovovány a jejich podíl v území zůstává víceméně konstantní (WARD et al. 2002b). Heterogenita povrchových struktur podél laterálního gradientu a vzájemné interakce mezi měnícím se abiotickým prostředím a vegetací ve sledované říční nivě jsou popsány v kapitolách 2 a 3. Diverzitou lentických a semi-lotických biotopů a hydrosérií v odstavených říčních ramenech se detailně zabývá kapitola 5.

V hrubším krajinném měřítku představují říční nivy jako celek přechodnou zónu čili ekoton mezi vodním prostředím řeky a okolní krajinou (NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD et al. 1999). V detailu však říční niva zahrnuje velké množství drobných ekotonů jednak mezi lotickými a lentickými biotopy navzájem a obecně pak mezi vodním a terestrickým prostředím. Heterogenní prostředí s množstvím drobných ekotonů se utváří i pod povrchem říční nivy (MALARD et al. 2002, WARD 2002b). Vodou sycené půdní struktury v nivě jsou zpravidla v těsném kontaktu s povrchovou vodou (GILBERT et al. 1994) a vytváří různorodé prostředí (*fluvial stygoscape*), jehož vlastnosti jsou dány velikostí sedimentovaných částic,

jejich heterogenitou, velikostí pórů a porézností, množstvím organické hmoty a mnoha dalšími faktory. Podpovrchové struktury v nivě mohou zahrnovat dna a výplně někdejších řečišť, pohřbené jesepy (*bars*) i organické zbytky (nahromaděné kmeny stromů, apod.). Zvláštním prostředím je pak tzv. hyporheická zóna, tedy přechodná ekotonální zóna mezi povrchovou a podzemní vodou (BOULTON et al. 1998). Vytváří se hlavně pod říčním korytem, ale může přesahovat daleko pod povrch směrem do říční nivy (STANFORD & WARD 1988). Rozdílné utváření hydrogeomorfologických struktur v různých částech horské nivy s výraznou rašelinnou sedimentací ukazují kapitoly 2 a 3.

Nejvýznamnějšími abiotickými proměnnými v přechodných ekotonálních zónách říční nivy jsou především vlhkostní gradient, gradient živin a gradient disturbancí (DAY et al. 1988) a také řadou autorů nověji zdůrazňovaný teplotní gradient (BRUNKE & GONSER 1997, TOCKNER et al. 2000). Klíčovou a rozhodující roli však jednoznačně hraje vlhkostní gradient a hydrologické poměry, které jsou určující proměnnou i pojátkem pro většinu probíhajících procesů a ekologických vazeb v nivě. Přitom v rámci členitého ale plochého povrchu nivy se hydrologicky zcela odlišná stanoviště mohou projevit již při výškovém rozsahu několika desítek centimetrů a vertikálně vyjádřené gradienty zde proto bývají i velmi strmé (PRACH et al. 1996, WARD et al. 1999). Zastoupení rozdílných zdrojů vody v říční nivě (říční voda, podzemní voda, průsaky z okolních svahů, přítoky, atmosférické srážky, atd.) a jejich vliv na heterogenitu aluviálního prostředí a vegetaci podrobně analyzovali například WASEN (1990), GRIEVE et al. (1994), PRACH et al. (1996), WASEN et al. (1996), WILLBY et al. (1997), ROSS et al. (1998), de BECKER (1999), WASEN et al. (2003), DWIRE (2004). Výsledky zmíněných studií ukazují, že již malé rozdíly v poměrném zastoupení jednotlivých zdrojů vody mohou významně ovlivnit hydrologické a hydrochemické poměry a následně i charakter vegetace. Změny hydrochemických poměrů a vodního režimu způsobené antropogenními vlivy (eutrofizace, odvodnění) a jejich důsledky popisují například PRACH et al. (1996), WASEN et al. (1996), ROSS et al. (1998). Tomuto tématu se v rámci disertační práce věnují kapitoly 2. a 3.

1.2. Disturbance a sukcese

Říční nivy představují nestálé prostředí kontinuálně utvářené a proměnlivé v důsledku vysoké míry disturbancí. Původcem těchto změn je primárně dynamika říčního toku, která prostřednictvím záplav („*floodpulses*“, sensu JUNK et al. 1989) formuje poříční krajinu a) přímo vytvářením struktury říční sítě i jiných geomorfologických prvků, ale také b) nepřímo svým vlivem na probíhající biologické procesy a sukcesní změny. Příkladem přímých změn jsou změny řečiště zahrnující migraci říčních koryt i jejich přirozené odstavení. U meandrujících toků jsou laterální migrace koryt v podstatě jednosměrné, u anastomózních řek probíhají spíše mozaikovitě. U obřích veletoků v tropické Jižní Americe se mohou laterální migrační pohyby koryt pohybovat v rozmezí 25-400m za rok (KALLIOLA et al. 1992), u přirozených toků v temperátní zóně jsou tyto změny mnohem menší (GILVEAR & BRAVARD 1996), navíc jsou v poslední době silně omezené antropogenními zásahy. Přirozené odstavování říčních koryt akumulací hrubých sedimentů je dominantním procesem u větvených toků, u meandrujících toků dochází k odříznutí meandrů protržením šíje při

silných záplavách. Přímé změny říčních koryt formují topografii povrchu říčních niv, ovlivňují sukcesní pochody a zajišťují stálou obnovu (*turnover rate*) geomorfologických struktur v nivě. Díky této obnově je relativní zastoupení geomorfologických struktur v přirozených nivách, i přes silné disturbance a probíhající změny, víceméně konstantní (KOLLMAN et al. 1999). BORMAN & LIKENS (1979) popsali tuto skutečnost pomocí modelu označovaného jako „*shifting-mosaic steady state*”.

Vedle silných erodujících záplav ovšem ovlivňují heterogenitu říčních niv i procesy spojené se změnami průtokových poměrů bez vlastního vybřežení říční vody do nivy (WARD & TOCKNER 2001, WARD et al. 2002b). Tyto tzv. „*flow pulses*” mění v kratších časových intervalech podíl jednotlivých zdrojů vody v nivě a ovlivňují tak dynamický režim fyzikálněchemických parametrů i průběh biologických procesů (primární produkce, *uptake* živin, apod.) (TOCKNER et al. 2000). Kolísání abiotických proměnných, spíše než jejich průměrné hodnoty, mají proto mnohem větší výpovědní hodnotu pro pochopení toho, jakým způsobem jsou struktury a procesy v říčních nivách navzájem propojeny (PALMER et al. 1997). TOCKNER et al. (2000) například porovnávají amplitudu kolísání vybraných abiotických parametrů prostředí (konduktivita, obsah nitrátů) u různých typů říčních niv v závislosti na dynamice průtoků v řece. Cyklické změny průtokových poměrů (expanze/kontrakce) a hydrologického propojení (*hydrological connectivity*) aluviálních struktur obecně hrají důležitou roli zvláště u toků a říčních niv v temperátní zóně.

Proti disturbančnímu a dynamickému vlivu řeky působí v říčních nivách ekologická sukcese. Ze sukcesních trajektorií mají v nivách zásadní význam zejména: a) hydrická sukcesní řada (*hydrarch sere*) a b) sukcese na terestrických stanovištích v nivě směřující k lesní vegetaci (*forest succession*) (WARD et al. 2002b). V druhotně odlesněných částech říčních niv se po odeznění zemědělského využití aluviálních luk uplatňuje sekundární sukcese působící proti disturbancím antropogenního původu (PRACH 1992, PRACH et al. 1996, STRAŠKRABOVÁ & PRACH 1998). Hydrická sukcese obvykle nastává v důsledku záplav po odstavení říčních koryt a následném vytvoření nových biotopů stojatých vod. Záplavy však ovlivňují hydrické sukcesní řady nejen vytvářením nových biotopů, ale i opakovaným „omlazováním” (rejuvenací) již stávajících stojatých vod záplavovou vodou a „resetováním” již vytvořeného sukcesního stadia. Periodické „resetování” sukcesních řad v důsledku záplav je přitom ovlivňováno množstvím nejrůznějších faktorů počínaje pozicí stojatých vod vůči aktivnímu řečišti, mírou izolace od záplavových vod (například geomorfologickými strukturami) nebo působením jiných hydrických zdrojů (například podzemní vody). Vzniká množství rozdílných stanovišť v různě odstupňovaných vývojových stádiích a říční niva je typickým příkladem proměnlivé mozaiky (AMOROS et al. 1987), jejíž heterogenita se projevuje v prostoru i čase (WARD et al. 2002b). Detailní studium hydrické sukcese s ohledem na heterogenní abiotické prostředí nivy a vliv záplav prováděli na meandrujícím toku Rhôny například BORNETTE et al. (1994) Teoretický model sukcese, vycházející z detailních studií sukcese spontánně odstavených říčních ramen, zpracovali CHIARELLO et al. (1998). Sukcesí a terestrializací odstavených říčních ramen v oblasti Hornovltavského luhu se zabývá kapitola 5. Expanze dřevin na nelesních plochách říční nivy během posledních 50ti let je znázorněna v kapitole 3.

Jevy a prvky spojené se sukcesí zásadním způsobem přispívají k heterogenitě a diversitě říčních niv. Samotná sukcese jako proces ovšem postupně vede ke snížení heterogenity v případě, že přestanou působit vlivy spojené s disturbancemi, například v důsledku antropogenních vlivů (regulace toků, izolace říční nivy) (WARD et al. 2002b).

3.3 Druhová diverzita

Heterogenita, dynamický charakter a otevřenost poříčních ekosystémů jsou jednou z hlavních příčin vysoké druhové diverzity říčních koridorů. Současné výzkumy ukazují, že zejména říční nivy představují významná centra diverzity („*biological hot spots*“) ve vztahu k okolní krajině (NILSSON et al. 1989, TOCKNER & WARD 1999, WARD & TOCKNER 2001). Přes 85% z celkového počtu druhů („*regional species pool*“) bylo například zaznamenáno v říčních nivách ve Švýcarsku, ačkoli tyto zaujímají jen 0,28% z celkové rozlohy území. DÉCAMPS & TABACCHI (1994) zjistili, že druhová rozmanitost podél řeky Adour River ve Francii je o 47% vyšší než v okolní krajině a celkově představuje téměř 1/5 všech druhů flóry Francie.

Druhová diverzita přitom vykazuje zřetelné uspořádání („*pattern*“) podél funkčních gradientů ve směru longitudinálním, laterálním i vertikálním (viz. výše). Ve směru longitudinálním je nejvyšší druhová diverzita dle ekologického modelu říčního kontinua („*River Continuum Concept*“, VANNOTE et al. 1980) předpokládána ve středních úsecích říčního koridoru s nejvyšší heterogenitou. To bylo potvrzeno řadou studií analyzujících rostlinná společenstva i populace bezobratlých v západní Evropě i Skandinávii (NILSSON et al. 1989, PLANTY-TABACCHI et al. 1996). WARD & STANFORD (1995b) dokládají nejvyšší druhovou diverzitu v meandrujících úsecích toku vyznačujících se mozaikou lotických, lentických a semi-lentických biotopů a přítomností pestré škály sukcesních stadií. Velmi vysokou diverzitu přitom vykazují heterogenní úseky říčních niv v oblastech podhůří. Naproti tomu odlišné rozložení druhové diverzity bylo zjištěno některými autory při studiu bezobratlých tekoucích vod, ryb a planktonních řas (STATZNER & HIGLER 1986). Ve směru laterálním byla řadou studií prokázána nejvyšší diverzita v místech se střední intenzitou disturbancí způsobenou záplavami (POLLOCK et al. 1998, CHAPIN et al. 2002), významnou roli obecně hraje i stupeň hydrologického propojení mezi jednotlivými biotopy („*hydraulic connectivity*“) (BORNETTE et al. 1998a).

Ze studií zaměřených na sledování a predikci druhové diverzity zřetelně vyplývá, že druhová diverzita se projevuje odlišně na různých hierarchických úrovních (a, P, y) a různé skupiny organismů vykazují odlišné rozložení podél gradientů (TOCKNER & WARD 1999). Vzájemné vazby jsou silně ovlivňovány degradací říčních koridorů v důsledku regulačních zásahů a jiných antropogenních vlivů. Při hodnocení biodiverzity jsou kromě toho významná nejen kvantitativní, ale i kvalitativní hlediska. Vysoká druhová diverzita ne vždy znamená vyšší hodnotu a kvalitu habitatů (DUELLI & OBRIST 1998). V případě silné fragmentace biotopů v důsledku působení člověka se může druhová diverzita výrazně zvýšit, ačkoli dochází ke ztrátě integrity společenstev a celkovému ochuzení vzájemných

vazeb. Některé biotopy (např. rašeliniště) jsou navíc přirozeně druhově chudé, ale jsou velmi významné z hlediska regionální i globální diverzity (TOCKNER & WARD 1999).

1.4. Teoretická východiska pro management a ochranu říčních niv

Říčním nivám je v současné době věnována velká pozornost a na jejich ochranu a obnovu jsou zejména v hustě osídlených částech Evropy a Severní Ameriky vynakládány nemalé finanční prostředky. Dosažené výsledky ovšem často neodpovídají vynaloženému úsilí. Jedním z důvodů je přirozená dynamika a komplikovanost struktur i funkčních vazeb v říčních nivách a jejich otevřenost a propojení s okolní krajinou (WARD et al. 2001). Také nedostatek referenčních území v podobě nenarušených říčních koridorů a značné mezery v poznání přirozených procesů i strukturálních vazeb do značné míry limitují úspěšnost prováděných opatření (STATZNER & KOHMANN 1995, LOCKWOOD & PIMM 1999). Svou roli sehrává i mnohdy nedostatečná komunikace a přenos informací z roviny výzkumné a teoretické do roviny praktického navrhování a provádění revitalizačních projektů a managementu. Mnoho strategií a projektů zabývajících se problematikou ochrany říčních toků a niv tak bylo v poslední době zaměřeno pouze na zachování nebo obnovu vybraných struktur nebo organismů bez celkového zhodnocení dynamických vazeb a funkčních procesů. Přitom právě procesy a funkční vazby jsou v proměnlivém a heterogenním prostředí říčních niv klíčem k jejich dlouhodobé ochraně i úspěšné obnově. Dle WARD et al. (2001) je proto důležité ochranu a management říčních koridorů koncipovat z komplexního pohledu krajinné ekologie, která umožňuje analýzu a zhodnocení vzájemných interakcí mezi strukturami a ekologickými procesy na různých hierarchických úrovních i v kontextu časo/prostorové heterogenity. Takový přístup pracuje s krajinnými elementy vázanými na povrchové vody, podzemní vody i semi-terestrické poříční ekosystémy a umožňuje posouzení jejich vzájemných vazeb. Cílem managementu a nápravných opatření prováděných v říčních koridorech v současné době zpravidla nemůže být kompletní obnova přirozených podmínek před degradací, ale spíše dosažení dynamického stavu schopného samoregulace, dynamického vývoje a integrace do okolní krajiny. Klíčovým problémem revitalizací velkých řek se tak stává zejména obnova fyzikálních a biologických interakcí mezi řekou a okolní nivou (NIENHUIS et al. 1998). Mezi důležitými indikátory nastolení dynamického stavu jsou například vzájemná propojenost mezi krajinnými elementy, vysoká diverzita sukcesních stádií jako odraz proměnlivosti a dynamických procesů, délka ekotonů, apod.

Nehledě na míru dosaženého poznání a teoretická východiska však téměř vždy zůstávají rozhodujícím faktorem sociálně-demografické poměry a tlaky na využívání říčních koridorů určené konkrétními podmínkami v daném regionu. Strategie managementu jsou pak vždy kompromisem mezi mnoha společenskými požadavky na využití řek a poříčních zón a nezbytností zachovat jejich ekologické hodnoty a funkce v krajině. Přitom pochopení nutnosti rozumného využívání říčních koridorů je záležitostí jen několika posledních desetiletí, tedy období, kdy degradace většiny velkých toků a jejich niv v hustě osídlených krajinách dosáhla svého vrcholu a možnosti jejich nápravy jsou velmi komplikované (LARGE & PRACH 1998, NIENHUIS et al. 1998). Poněkud snazší situace je na menších tocích

a také v málo využívaných a řídko osídlených regionech a v chráněných územích, kde rozsah degradačních změn je zpravidla menší a nastavené priority jsou posunuty blíže ekologickým cílům a požadavkům. Příkladem takového území je i sledovaný úsek horské říční nivy v oblasti Hornovltavského luhu.

1.5. Řešená problematika a cíle disertační práce

Hlavním tématem předkládané disertační práce je studium heterogenity přirozených říčních niv a interakcí mezi vegetací a abiotickým prostředím v říční nivě. Jako modelové území byla vybrána horská niva podél horního toku Vltavy (Hornovltavský luh na Šumavě). Výběr území je v souladu s aktuálními trendy ve výzkumu poříčních oblastí, které preferují výzkum přirozených případně jen málo narušených říčních koridorů se zachovalou dynamikou probíhajících procesů i struktur. Výzkum zachovalých říčních niv jako referenčních území má v současné době zásadní význam především s ohledem na rostoucí zájem o revitalizace, resp. renaturalizace narušených úseků říčních koridorů v hustě osídlené středoevropské krajině.

Modelové území kromě toho představuje oligo-mesotrofní typ ploché říční nivy s vysokým zastoupením boreomontánních společenstev a druhů, který je charakteristický zejména pro boreální zónu případně horské polohy temperátního pásma a ve střední Evropě nebyl dosud detailně studován. Výrazná heterogenita sledované horské nivy ve směru laterálním navíc připomíná dobře strukturované říční nivy nižších poloh a poskytuje prostor pro vzájemné porovnání. Legislativní ochrana území pak poskytuje velmi dobrou příležitost pro realizaci managementu založeného na výsledcích prováděných výzkumů a primárně zaměřeného na ekologické funkce říčního aluvia a ochranu biodiverzity v krajině.

Hlavním cílem předkládané disertační práce bylo zjištění vzájemných ekologických vazeb mezi vegetací a hydrologickými a hydrochemickými parametry abiotického prostředí v říční nivě, které odráží působení rozdílných zdrojů vody i probíhajících hydrogeomorfologických procesů. Dalším cílem bylo zhodnocení území a přítomných rostlinných společenstev a druhů z pohledu biogeografického. Zvláštní pozornost byla věnována zejména boreomontánním prvkům a analogii s boreálními typy říčních aluvií na jedné straně, a porovnání s plochými říčními aluvií nížinných poloh temperátní oblasti na straně druhé. Jedním z cílů práce bylo praktické využití získaných poznatků při návrhu managementu zájmového území, který vychází z analýzy dynamických struktur v nivě, jejich vzájemných vztahů a zohledňuje jejich podíl na současné vysoké diverzitě území.



2.

Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe

BUFKOVÁ I. & PRACH K. 2006. *Wetlands Ecology
and Management* 14: 317-327

Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe

Abstract

Cover of higher plants (in 4 x 4 m plots), groundwater table height, and water chemistry in boreholes were sampled at 43 sites along three cross-sectional transects in a flat floodplain of the Upper Vltava River in the Šumava Mountains (Šumava National Park, Czech Republic). The goal was to describe the relationships between vegetation and alluvial environment. Correlations between hydrochemical and plant community characteristics were calculated, and Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used to express relationships between the abiotic factors and vegetation. The following characteristics were significantly correlated with the vegetation pattern: mean height of the water table, distance from the river, pH, and concentration of NH_4 and humic acids in the groundwater. Two distinct zones were distinguished in the floodplain: Zone I was under direct influence of the river, and exhibited higher pH and ammonium content in a fluctuating groundwater table. Zone II, covering more than half of the floodplain extent, was under the prevailing influence of water coming from the adjacent upland, and exhibited lower pH, higher content of humic acids, and a higher and relatively stable groundwater table. A diverse mosaic of the riparian communities, especially of tall-sedge and tall-grass marshes and alluvial meadows, was typical for the former zone, while peatland vegetation characterised the latter one. The floodplain exhibited a rather oligo- to mesotrophic status with only very local eutrophication, and harboured diverse and valuable plant communities. The protection of this floodplain should be among the priorities of the National Park authorities.



3.

Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic)

BUFKOVÁ I., PRACH K. & BASTL M., 2005
Silva Gabreta, Supplementum, 2:1-78

Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic)

Abstract

Vegetation units were described in detail and then vegetation mapping performed at a broader scale of the studied Upper Vltava floodplain (Šumava National Park, Czech Republic), and detailed analyses of vegetation and hydrochemical parameters conducted along three cross-sectional transects. Data analysis using multivariate methods showed that the following characteristics appeared to be significantly correlated with the vegetation pattern: mean position of water table; distance from the river; pH, concentration of NH_4 , and content of humic acids in groundwater. Two distinct zones were distinguished in the floodplain: Zone I, under the direct influence of the river; and Zone II, under the prevailing influence of water coming from adjacent upland and/or from upwelling deep groundwater. A diverse mosaic of riparian communities was typical for Zone I, while peatlands characterised Zone II. The high diversity of the floodplain vegetation, and the occurrence of many rare, endangered and phytogeographically important species, indicate the uniqueness of the floodplain within central Europe. The floodplain still exhibits an oligotrophic-mesotrophic status, with only very localised human-induced eutrophication, and its protection should be among the priorities of the Šumava National Park.

Key words: groundwater table, hydrochemistry, ordination, plant communities, species diversity, vegetation-environment relationships, vegetation mapping



4.

**Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a
problém reliktních praluk**

SÁDLO J.&BUFKOVÁ I.2002
Preslia, 74: 67-83)

Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk

Abstract

Nutrient-rich terrestrial habitats form small areas in the peaty alluvial plain of upper stream of the Vltava river. Their vegetation consists of birch and grey alder alluvial woodland, willow and bridewort scrub and tall grassland of sedges, grasses and forbs. A hypothesis that this vegetation is an Early Holocene relict is presented. The relict origin is supported by recent dynamics of habitats and vegetation, findings of palynology, palaeoecology and history of land use, and by the analogical composition and history of relict vegetation of northernmost Europe. The refugial effect of the habitat is suggested by stable conditions on high temporal and spatial scales, and by permanent reclaiming of open gaps along the stream.



5.

**Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních
ramen horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava)**

BUFKOVÁ, I., RYDLO, J. 2007
Silva Gabreta, submitted

Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava)

Abstract

Vegetation survey of river cut meanders within a montane floodplain of the Upper Vltava River was performed in 2004. Both semi-terrestrial and water vegetation related to small water bodies (oxbow lakes, backwaters) well reflect montane and oligo-mesotrophic status of studied floodplain. There was found high proportion of relic habitats with plant communities typical for wetlands in northern or northwestern Europe (*Nupharetum pumilae*, *Myriophylletum alterniflori*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, *Potentilla palustris* and *Menyanthes trifoliata* com., *Sparganietum minimi*, *Utricularia ochroleuca* com.). Oxbow lakes in the floodplain are terrestrialised by floating *Sphagnum* mats with vegetation of al. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* generally typical for oligotrophic lakes and bog pools. Different vegetation typically occurring in lowland and more eutrophic floodplains was found in southeast margin of studied floodplain near Lipno dam which is characterised both by different hydrology and trophy status.

Key words: water macrophytes, plant communities, river cut meanders, floodplain vegetation

Úvod

Vysoké zastoupení nej různě ších lentických a semi-lentických biotopů je charakteristickým znakem přirozených říčních niv (WARD et al. 1999). Vznik těchto biotopů je primárně podmíněn dynamikou říčního toku, která zahrnuje především změny v průběhu aktivního řečiště a pulsující vliv záplav. V říčních nivách s meandrujícím tokem jsou změny říčního koryta způsobeny hlavně spontánním odstavením meandrů, některé semi-lentické biotopy však mohou vznikat také erozními procesy ve vlastním řečišti (zpětně vymletá slepá ramena v ohybech meandrů (*backwaters*)).

Biotopy drobných stojatých vod výrazně zvyšují celkovou heterogenitu aluviálního prostředí. Důležitou roli přitom hrají jednak různorodé stanovištní podmínky, které tyto biotopy představují, jednak sukcesní změny, které jsou s vývojem těchto biotopů spojeny (WARD & TOCKNER 2001, WARD et al. 2002). Základní rozdíly mezi jednotlivými biotopy stojatých vod jsou dány mimo jiné i mírou jejich propojení (*connectivity*) s aktivním řečištěm. Jsou rozlišovány tůň typů *parapotamon* (odstavená ramena dosud spojená s aktivním řečištěm na svém dolním konci, myšleno směrem po proudu), *plesiopotamon* (odstavená ramena větvených toků) a *palaeopotamon* (tůň odstavených meandrů zcela izolované od aktivního řečiště, která bývají v kontaktu s povrchovou říční vodou jen v období silných záplav). Termínem *eupotamon* jsou pak označovány lotické biotopy vlastního řečiště a kontinuálně průtočných postranních ramen (WARD & STANFORD 1995). Zmíněné typy tůní se obecně vyznačují odlišnými hydrologickými, hydrochemickými i trofickými poměry, rozdílnou mírou disturbancí a řadou dalších abiotických faktorů. Liší se průběhem zazemňování a sukcesních změn a tedy i spektrem rostlinných společenstev, jež jsou na ně vázány. Rozdílné stanovištní poměry jednotlivých tůní v nivě však mohou

být dány i působením různých zdrojů vody, které se podílejí na syčení tůní a vyznačují se odlišnými hydrochemickými i teplotními poměry (průsak z řeky, vliv podzemní vody, průsaky z okolních svahů, apod.).

Velké množství drobných stojatých vod v různých fázích sukcese výrazně zvyšuje heterogenitu aluviálního prostředí. Sukcesní řady zahrnují škálu rozdílných typů společenstev a jako takové biodiverzitu v území obohacují (CASTELLA et al. 1984, COPP 1989), ačkoli z dlouhodobého pohledu vedou k postupnému snižování diverzity vznikem závěrečných, klimaxových stádií vegetace. V přirozených říčních nivách je nicméně heterogenita a diverzita prostředí trvale udržována vysokou mírou disturbancí. Vlivem záplav a dynamiky toku jednak kontinuálně vznikají nové biotopy, jednak jsou sukcesní změny mnoha stávajících biotopů „resetovány“ a dochází tak k jakémusi „omlazení“ biotopů (např. při zprůtočnění izolovaných tůní v průběhu velkých povodní). Vzniká množství rozdílných stanovišť v různě odstupňovaných vývojových stádiích a říční niva je tak typickým příkladem proměnlivé mozaiky biotopů (*shifting mosaic of ecological units*) (AMOROS et al. 1987), jejíž heterogenita se projevuje v prostoru i čase (WARD 1989). Složitostí struktur a funkčních vazeb se vyznačují především široké a ploché nivy podél velkých toků v nížinných polohách, které mohou dosahovat šířky až několika desítek kilometrů (MALANSON 1993).

Niva horní Vltavy v oblasti zvané Hornovltavský luh je z geomorfologického i geobotanického pohledu pozoruhodným územím. Řeka, meandrující plochým otevřeným údolím, vytváří v tomto úseku širokou horskou nivu, která svým uspořádáním a dynamikou geomorfologických struktur připomíná spíše nížinné toky (ŠINDLAR 1999). Říční niva se zde vyznačuje členitým mikrorelieфом a rozmanitostí stanovištních poměrů, jež jsou primárně podmíněny přirozenou dynamikou toku a pravidelnými záplavami. Dynamika toku se zde projevuje migrací říčního koryta laterálně a směrem po proudu a spontánním odstavováním smyček meandrů. V nivě jsou zastoupeny typické geomorfologické struktury, např. tůně odstavených meandrů, zvlněný povrch v ohybu meandrů („*ridge a swales*“), agradační valy (*leveés*), akumulace naplavenin v řečišti (*point bars*) a zpětně vymleté části koryta (*backwaters*). Členitý povrch, tvořený nejrozličnějšími terénními vyvýšeninami a depresiemi, se promítá do mozaikovitého uspořádání drobných mikrohabitátů s rozdílnými stanovištními podmínkami a rozdílnou vegetací (BUFKOVÁ et al. 2005). Velmi dobře je zde vyjádřen laterální, resp. horizontální rozměr říční nivy ve smyslu přechodného ekotonu mezi vodou a suchozemským prostředím. Výrazná laterální dimenze říčních niv bývala tradičně přisuzována větším tokům v nížinných oblastech, zatímco v úzkých nivách horských toků byl zdůrazňován spíše vertikální gradient údolí (MALANSON 1993). V reálných podmínkách ovšem dochází ke střídání úzkých sevřených údolí s plochými říčními nivami podél celého toku v závislosti na geomorfologii krajinných celků a na podmínkách prostředí (STANFORD & WARD 1993). Vltavský luh je z tohoto pohledu zajímavým příkladem nivy montánního typu s dobře vyvinutými strukturami širokých říčních niv a poskytuje tak jedinečný prostor pro srovnání s analogickými typy aluvií v nižších nadmořských výškách.

Vegetace vodních makrofyt je, vzhledem k přítomnosti mnoha tůní se stojatou vodou v odstavených říčních ramenech, v území poměrně hojně zastoupena. Údolní niva je dodnes pod vlivem pravidelných záplav, které spolu s dynamikou relativně přirozeného toku Vltavy nadále podporují vznik a obnovu vhodných biotopů pro společenstva vodních

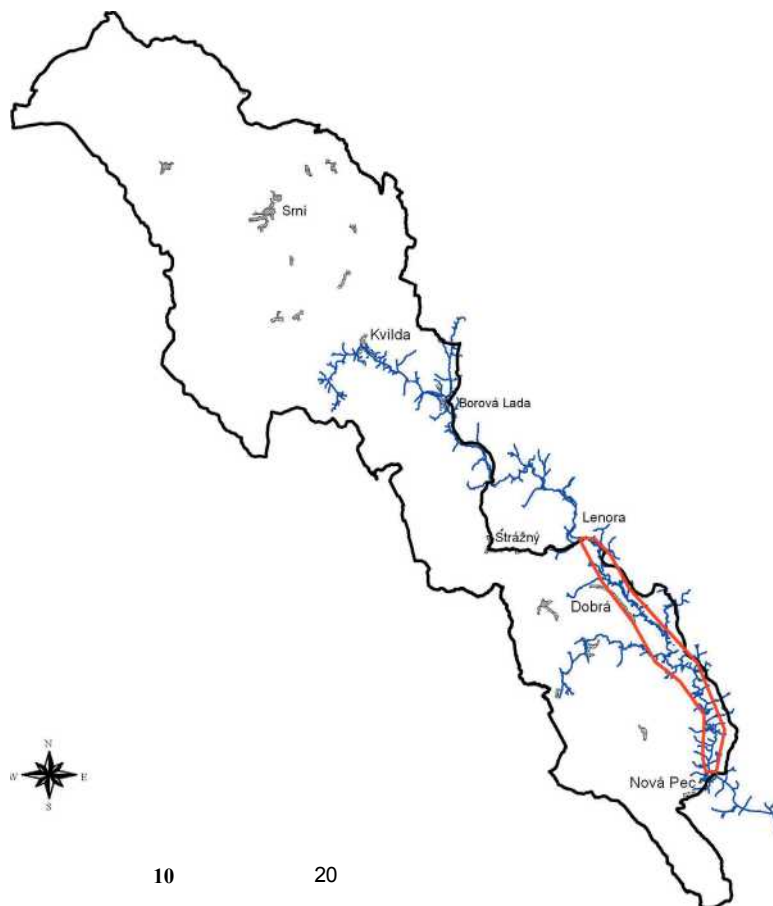
rostlin. Stejně jako navazující (semi-)terestrická rostlinná společenstva je i vegetace vodních makrofyt ovlivněna oligotrofií prostředí a celkově boreálním charakterem říční nivy, pro kterou je charakteristické neobvykle vysoké zastoupení rašelinišť (SCHREIBER 1924). V území se nachází významná populace reliktního druhu *Nuphar pumila* u nás (SOUKUPOVÁ et al. 1984) a často jsou uváděny i další druhy, jejichž těžiště výskytuje dnes v boreální zóně (*Potentilla palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex limosa*) (BUFKOVÁ et al. 2005). I přes nesporné přírodovědné hodnoty a celkovou výjimečnost nebyla však vegetace odstavených říčních ramen v zájmovém území dosud komplexně zpracována. Z minulého období jsou k dispozici pouze dílčí terénní záznamy (S. Kučera, nepubl.) a popis tůně s nálezem *Utricularia ochroleuca* v SZ části zájmového území (RYDLO 1998a). Naproti tomu byla poměrně podrobně a opakovaně popsána vegetace vodních makrofyt tekoucích vod v recentním řečišti Vltavy (RYDLO 1995, 1998b). Vegetaci odstavených říčních ramen ve vztahu k abiotickým faktorům v říční nivě se zabývají okrajově také BUFKOVÁ et al. (2005), přítomná společenstva vodních makrofyt nejsou však v uvedené práci podrobněji analyzována.

Cílem předkládané studie je popis vegetace vodních makrofyt a počátečních stadií terestrializace říčních ramen v Hornovltavském luhu, který představuje jednu z nejlépe zachovaných říčních niv v České republice. Součástí studie je i posouzení zjištěných společenstev z hlediska biogeografického, zejména s ohledem na zastoupení boreálních prvků a na porovnání se společenstvy vodních makrofyt vyskytujících se v říčních nivách nižších poloh. Výsledky práce mohou být rovněž využity jako základní podklad pro odpovídající ochranu a volbu optimálního managementu území, jež je zařazeno do 1. zóny NP Šumava a je součástí vyhlášeného Mokřadu mezinárodního významu (Ramsar site Šumavská rašeliniště) i navrženého chráněného území v rámci soustavy Natura 2000.

Zájmové území

Zájmové území zahrnuje říční nivu podél horního toku Vltavy mezi obcemi Lenora a Nová Pec (Obr. 1). Území je součástí geomorfologického celku Vltavická brázda, který je tvořen široce otevřeným zlomovým údolím třetihorního stáří (LOŽEK 2001). Představuje nejlépe strukturovanou zachovanou část údolní nivy horní Vltavy, jejíž zbývající část po proudu řeky byla zatopena vybudováním Lipenské údolní nádrže. Geologické podloží je tvořeno převážně granitoidy, s výjimkou severní části území v okolí Stožce, kde jsou lokálně zastoupeny také syenity (LOŽEK 2001). Území je součástí chladné klimatické oblasti (QUITT 1971), místní klimaje však do značné míry ovlivněno působením srážkového stínu příhraničního hřebene Šumavy a alpského fěnu (ALBRECHT 1979). Vlastní dno údolí je pod vlivem silné teplotní inverze. Nadmořská výška sledovaného úseku nivy se pohybuje v rozmezí 745 m (Soumarský Most) a 725 m (Lipenská nádrž). Fytogeograficky náleží území do oblasti oreofytika, okresu 88. Šumava, podokresu 88g. Hornovltavská kotlina (SKALICKÝ 1972, HEJNÝ & SLAVÍK 1988). Charakteristický je hojný výskyt boreomontánních a boreokontinentálních prvků se zastoupením řady druhů alpského původu a některých subatlantských prvků (SKALICKÝ 1972, ALBRECHT 1979, SÁDLO & BUFKOVÁ 2002).

Přírodní poměry území jsou podrobně popsány a charakterizovány v práci BUFKOVÁ et al. (2005). V rozlehlém údolí s relativně malým spádem (do 0,8 ‰) řeka živě meandruje a



Obr. 1. Lokalizace zájmového území.

vytváří až 1,5 km širokou nivu s množstvím odříznutých říčních ramen, tůní a mělkých terénních depresí v různých stádiích terestrializace. Tyto prvky mikroreliefu jsou soustředěny v pravidelně zaplavované poříční zóně podél toku (zóna I), pro kterou je charakteristická značná členitost povrchu, minerální sedimentace, slabě mezotrofní prostředí a rozkolísaný vodní režim. Zbývající partie říční nivy směrem k okolním svahům tvoří plošně rozsáhlejší zónu II, která se vyznačuje vyrovnaným vodním režimem, značným stupněm rašelinění, celkovou oligotrofií a méně členitým mikrorelieфом (BUFKOVÁ et al. 2005). Zónu II tvoří rozsáhlá údolní vrchoviště (SCHREIBER 1924, HOLUBIČKOVÁ 1960, ALBRECHT 1979, SOUKUPOVÁ 1996, SVOBODOVÁ et al. 2002), obklopená porosty podmáčených smrčín, rašelinnými březinami a na odlesněných plochách různými typy minerotrofních rašelinišť.

Metodika

Lokalizace odstavených říčních ramen byla provedena v rámci celkového mapování vegetace v zájmovém území v letech 1998-1999. Průběh řečiště Vltavy byl rekonstruován na základě detailního vyhodnocení ortofotomapy a podrobné vegetační mapy v měřítku

1:2000. Průběh starých říčních koryt byl odvozen od přítomnosti rostlinných společenstev, které se jako dílčí články hydrosérie podílí na terestrizaci odstavených ramen v území (dle BUFKOVÁ et al. 2005). Výsledný průběh někdejších řečišť Vltavy a poloha recentních tůní se stojatou vodou byly digitalizovány v prostředí Arc-View.

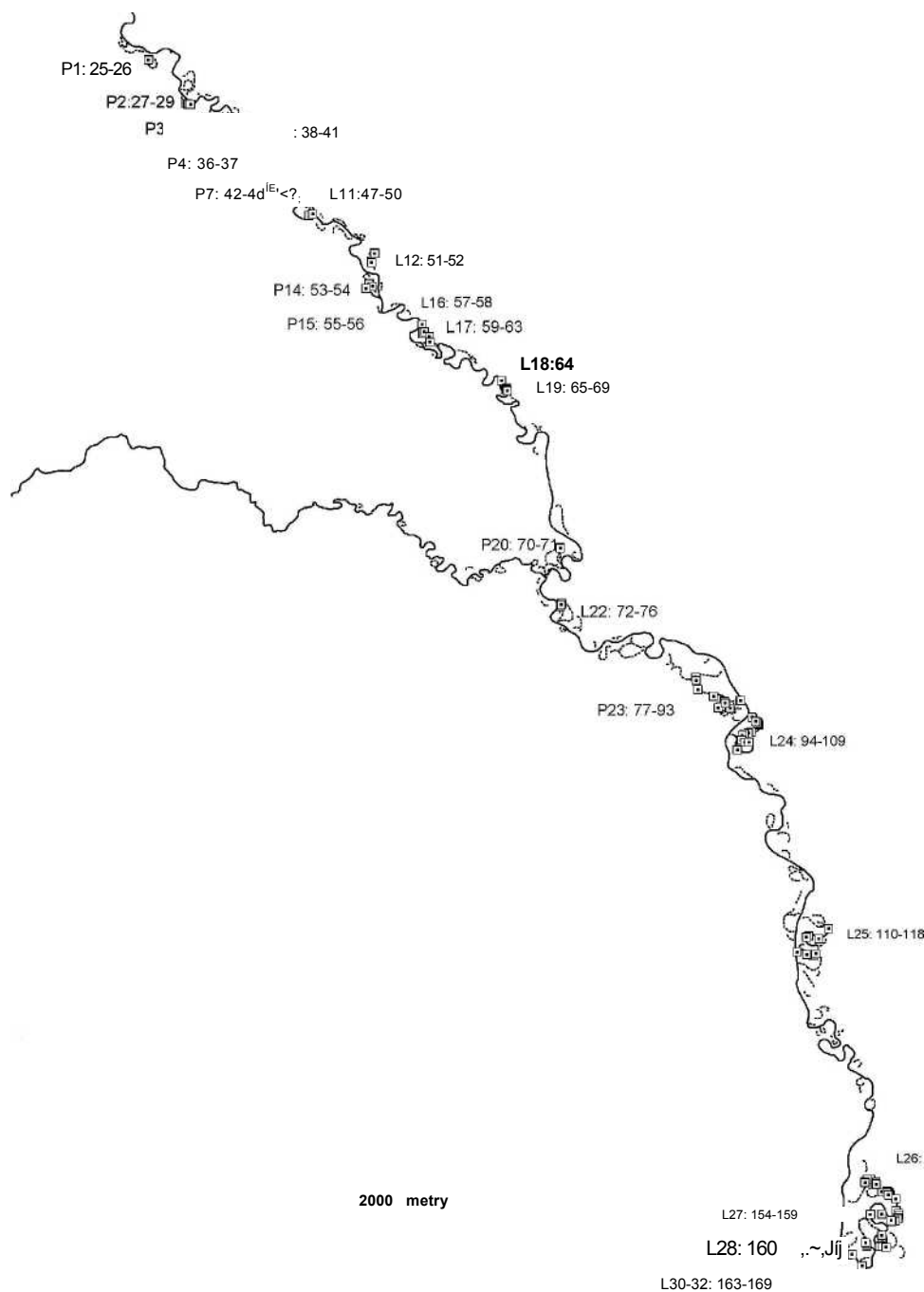
Detailní floristický a vegetační průzkum odstavených říčních ramen byl proveden v období červenec až srpen 2004. Pro jednotlivé tůně se stojatou vodou, zjištěné v zájmovém území, byl pořízen kompletní soupis přítomných druhů. Rostlinná společenstva počátečních stadií hydrosérie (počínaje vodními makrofyty po společenstva plovoucích rašelinových ostrůvků - plaurů) byla charakterizována standardními fytoecologickými metodami (MORAVEC 1994). Pokryvnosti jednotlivých druhů cévnatých i nižších rostlin ve fytoecologických snímcích byly zaznamenány pomocí semikvantitativní sedmičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (van der MAAREL 1979). V případě společenstev vodních makrofyt nebylo, s ohledem na jejich strukturu a fyziognomii, rozlišováno bylinné a mechové patro. Standardní velikost snímků, s výjimkou některých maloplošně se vyskytujících společenstev, byla 16 m². Současně byly zaznamenány údaje o hloubce vodního sloupce v době záznamu a typu substrátu tvořícího dno tůně v místě pořízeného fytoecologického snímku. Zaznamenané snímky byly přesně lokalizovány a jejich pozice digitalizována v prostředí Arc-View. Nomenklatura cévnatých rostlin je uvedena podle Klíče (KUBÁT et al. 2002), nomenklatura mechorostů podle studie KUČERA & VÁŇA (2003). Herbářové doklady jsou uloženy ve Středočeském muzeu v Roztokách (ROZ) a na Správě NP a CHKO Šumava v Kašperských Horách. Herbářové položky rodu *Sparganium* determinoval Z. Kaplan, rodu *Eleocharis* P. Bureš, rodu *Bolboschoenus* M. Ducháček a rodu *Nitella* Š. Husák. Mechorosty určil J. Kučera.

Výsledky

Charakteristika tůní a přirozených biotopů se stojatou vodou

Poloha odstavených říčních ramen a recentních tůní ve Vltavském luhu je znázorněna na obr. 2. Celkem bylo v zájmovém území zjištěno 34 odstavených říčních ramen a popsáno 65 tůní se stagnující vodou, přičemž všechny se nacházejí v nivě Teplé Vltavy a v nivě Vltavy pod soutokem se Studenou Vltavou (tab. 1). V nivě Studené Vltavy bylo zaznamenáno pouze několik odstavených říčních ramen, všechna jsou však již zcela zazemněna a postrádají biotopy s otevřenou vodní hladinou.

V zájmovém území lze rozlišit několik základních typů tůní a přirozených biotopů se stojatou vodou. Ty jsou charakterizovány zejména geomorfologicky, vzdáleností od řeky a stupněm propojení se stávajícím říčním korytem (tab.1). Podél celého toku Vltavy jsou hojně zastoupena tzv. slepá ramena, jež jsou dosud propojena s říčním korytem. Slepá ramena mohou být různého původu, typickým příkladem jsou tzv. *backwaters* (typ B, viz tab. 1) a dolní (po proudu) úseky odstavených říčních meandrů, jež nejsou dosud zazemněny a ústí do řeky (typ MU, viz tab. 1). Tyto biotopy jsou permanentně v kontaktu s korytem řeky a vodní sloupec bývá ovlivněn turbulencí tekoucí vody zejména při ústí do řeky. Dochází zde také k významnějšímu mísení stagnující a říční vody, které ovlivňuje výsledný chemismus a trofické poměry. V území se poměrně často vyskytují také mrtvá ramena s izolovanými tůněmi (typ M, viz tab. 1), jež přetrvávají v ohybech meandrů bývalého koryta většinou při nárazovém břehu, tedy v místech s největší hloubkou.



Obr. 2. Lokalizace fytoocenologických snímků podél sledovaného úseku toku.

Vlivem pokročilé terestrizace zbývajících úseků odstaveného ramene jsou tyto tůň zcela izolovány od recentního řečiště a jejich stojaté vody jsou ovlivňovány povrchovou říční vodou pouze v období silných záplav. Posledním typem jsou protáhlá ramena probíhající podélně nivou paralelně s osou toku (typ L, viz tab. 1), zpravidla při okrajích nivy.. Tato ramena evidentně nevznikla odříznutím meandru, jak ostatně naznačuje jejich tvar i pozice v nivě, a svým charakterem nejvíce připomínají spontánně vzniklá anastomózní řečiště,

paralelní s hlavním říčním korytem. V Hornovltavském luhu se vyskytují vzácně jen v místech, kde rozsah vlastní nivy je laterálně omezen geomorfologickými nebo jinými strukturami. K tomuto jevu dochází pouze v úseku severně od Mrtvého luhu, kde je říční niva sevřena z jedné strany okrajem rozsáhlého vyklenutého vrchoviště (Mrtvý luh) a z druhé strany výrazným terénním zlomem přecházejícím v přilehlé svahy.

Tab. 1. Přehled a základní charakteristiky sledovaných tůň.

Číslo ramene/ tůně	Typ biotopu	Spojení s řekou	Vzdálenost od řeky (m)	Fytotocenologické snímky	Celkový počet druhů vyšších rostlin	Souřadnice	Zaznamenaná společenstva
P1	M	0	70	25-26	8	48 54 04,13 49 42	9,23
P2	B	D	20	27-29, 29b	11		6,15
P3	M	0	170	30-34	10	48 53 46,13 50 21	3,4,6,12
P3b	M	0	130	35	6		9
P4	B	D	40	36, 37a, 37b	6	48 53 46,13 50 34	6,15,16
P5	M	0	90		5	48 53 41,13 50 39	
L6	B	D	20	38-41	6		15,16
P7a	M	0	80	42-46	11	48 53 29,13 50 53	5,6,23,25
P7b	M	0	110	43	7		25
P8	M	0	50		5	48 53 28,13 50 59	
P9	MU	D	10		2	48 53 21,13 51 04	
L10a,b	M	0	100		3	48 53 23,13 51 10	
L10c	M	0	90		3	48 53 24,13 51 10	
L11	B	D	10	47-50	10	48 53 20,13 51 12	6,15,16,21
L12	M	0	170	51-53	13	48 53 10,13 51 48	26
L13a	M	0	100		4		
L13b	M	0	100	52b	4	48 53 07,13 51 46	23
P14	M	0	90	53b, 54	13	48 53 00,13 51 48	26
P15a	M	0	50	55	2	48 53 00,13 51 49	6
P15b	MU	D	70	56	9		3
L16	L	0	20	57-58	8	48 52 49,13 52 16	4,12
L17a	M	0	100	59-63	7	48 52 47,13 52 17	9,15,16,23
L17b	M	0	30		2		
L18	L	0	20	64	6	48 52 35,13 53 00	4
L19	L	0	30	65-69	9	48 52 33,13 53 03	4,6,9,20
P20	M	0	100	70-71	16	48 51 42,13 53 40	2,23
P21	M	0	20		4	48 51 17,13 53 48	
L22	M	0	40	72-76	11	48 51 24,13 53 49	8,9,23
P23b	M	0	320	77	4	48 51 04,13 54 58	2
P23c	M	0	300		5	48 51 03,13 55 00	
P23d	M	0	210		4	48 51 02,13 55 05	
P23e	M	0	140	78-79	10	48 51 02,13 55 06	10
P23f	M	0	150		7		
P23g	M	0	160		4		
P23h	M	0	150	80	10	48 51 01,13 55 11	6
P23i	M	0	220	81	9		23
P23j	M	0	250	82	6	48 50 59,13 55 10	9
P23k	M	0	140	83-86	16	48 50 59,13 55 15	6,9,11
P23l	MU	D	10	87-88	8	48 52 01,13 55 19	3
P23m	M	0	180	89-91	18	48 51 00,13 55 12	2,28
P23n	M	0	150		10	48 51 02,13 55 11	
P23o	M	0	310	92-93	6	48 51 07,13 54 57	4,23
L24a	M	0	90	94-100	12	48 50 57,13 55 28	2,9,23
L24b	M	0	110	101-107	15	48 50 52,13 55 27	8,9,16

L24c	M	0	100	108-109	7	48 50 45,13 55 22	6
L25a	M	0	280		9	48 49 49,13 56 20	
L25b	M	0	340	110	9		9
L25c	M	0	170	111-113	15		8,29
L25d	M	0	220	114-117	16		8, 9, 23, 29
L25e	MU	D	10	118	5		12
L26a	M	0	470	119-125	18	48 48 28,13 57 10	6,8,13,21,24
L26b	M	0	450	126-130,139	22	48 48 28,13 57 09	2,6,18,22
L26c	M	0	310	131-138	31	48 48 30,13 56 56	9,12,13,14,17
L26d	M	0	530	140-146	22		1,6, 14,15,18, 19,21
L26d2	M	0	340	147-151,153-154	25		1,7,15,18,21,27
L26d3	M	0	390	152	4		30
L26e	M	0	470		4		
L27a	M	0	410	155-159	15		2,19,30
L28	M	0	460	160	7		21
L29	M	0	490	161-162	10	48 48 10,13 56 51	15,30
L30	M	0	340	163	8		5
L31	M	0	380	164	10	48 48 05,13 57 00	19
L32	M	0	270	165-169	23	48 48 10,13 57 01	15,18,21
P34	M	0	110		3	48 49 44,13 55 58	

Legenda: Typ biotopu: M - tůň odstaveného meandru, MU - ústí odstaveného meandru do řeky, B - back-water, L - laterální větev, anastomosa, Spojení s řekou: H/D - na horním i dolním (ve směru po proudu) konci tůň, D - jen na dolním konci, 0 - tůň je izolována od řeky, Vzdálenost tůň od řeky - měřeno kolmo od středu tůň, zaokrouhлено na desítky metrů

Syntaxonomický přehled rostlinných společenstev

(pro účely dalšího hodnocení a případných odkazů - viz tab. 1 - jsou společenstva na úrovni asociací označena čísly)

Lemnion minoris de Bolós et Masclans 1955

1. *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954

Utricularion vulgaris Passarge 1964

2. *Utricularietum neglectae* Th. Müller et Görs 1960

Nitellion flexilis (Corill. 1957) Krause 1969

3. *Nitelletum flexilis* Corill. 1957

Fontinalion antipyreticae Koch 1936

4. *Fontinaletum antipyreticae* Kaiser 1936

Nymphaeion albae Oberd. 1957

5. *Nymphaeetum albo-luteae* Nowiński 1928

nupharetosum (Timár 1954) V. Kárpáti 1961

6. *Potametum natantis* Soó 1927

7. *Polygonetum amphibii (natantis)* Soó 1927

8. *Nupharetum pumilae* Oberdorfer ex Th. Müller et Görs 1960

Potamion lucentis Rivas-Martínez 1973

9. *Elodeetum canadensis* Egger 1933

Batrachionfluitantis Neuhäusl 1959

10. *Potametum alpini* Br.-Bl. 1949
11. *Callitrichetum hamulatae* Oberdorfer 1970
12. *Myriophylletum alterniflori* Steusloff 1939

Ranunculion aquatilis Passarge 1964

13. *Ranunculetum aquatilis* Géhu 1961

Phragmition communis Koch 1926

14. *Typhetum latifoliae* Lang 1973
15. *Sparganietum ramosi* Roll 1938
16. *Equisetetum limosi* Egger 1931

Oenanthion aquaticae Hejný et Neuhäusl 1959

17. *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis* R. Tx. 1953
18. *Eleocharitetum palustris* Ubrizsy 1948
19. *Alopecuro aequatilis-Alismatetum plantaginis-aquaticae* Bolbrinker 1984
20. Společenstvo s *Eleocharis mamillata* subsp. *mamillata*

Glycerio-Sparganion Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942

21. *Glycerietumfluitantis* Egger 1933

Caricion rostratae Balátová-Tuláčková 1963

22. *Equiseto limosi-Caricetum rostratae* Zumpfe 1929

Carici-Rumicion hydrolapathi Passarge 1964

23. Společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*
24. *Cicuto-Caricetum pseudocyperiperi* Boeret Sissingh in Boer 1942

Sphagno-Utricularion Th. Müller et Görs 1960

25. *Sparganietum minimi* Schaaf 1925
26. Společenstvo s *Utricularia ochroleuca*

Bidention tripartitae Nordhagen 1940

27. *Bidentetum cernui* Kobendza 1948

Littorellion uniflorae Koch 1926

28. *Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi* Oberdorfer 1957
29. Společenstvo s dominantním druhem *Eleocharis acicularis*

Agropyro-Rumicion crispiperi Nordh. 1940

30. *Rumici crispiperi-Alopecuretum aequalis* Čírta 1972

Charakteristika vegetačních jednotek

***Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954**

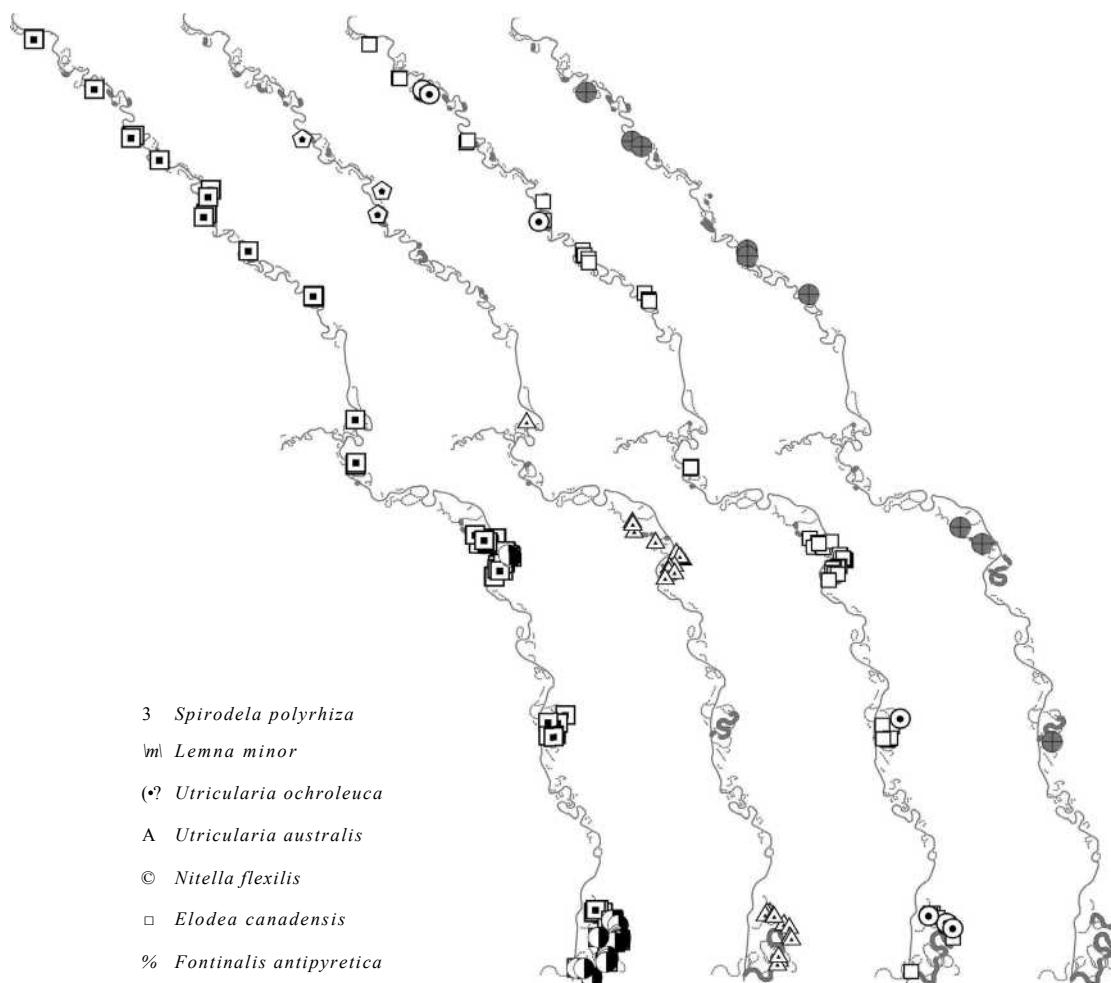
Společenstvo se poměrně často vyskytuje zejména při JV okraji zájmového území, v oblasti tzv. Želnavských tůní, která je silně ovlivněna vzdušným Lipenské přehradou. Výše proti proudu nebyl výskyt společenstva zaznamenán, ačkoli druh *Spirodela polyrhiza* se

roztroušeně vyskytuje jako komponenta jiných cenóz podél toku až k obci Pěkná (obr. 3a). Dominantním druhem je *Spirodelapolyrhiza*, která také tvoří hlavní složku biomasy. Z dalších druhů bývá pravidelně přítomna *Lemna minor*, na tvorbě biomasy se však podílí jen minimálně. Společenstvo pokrývá vodní hladinu ve středně hlubokých částech tůní bez vazby na určitý typ substrátu na dně ramene (tab. 2). Ačkoli společenstvo preferuje spíše dlouhodobě osluněné vody (VICHEREK et al. 2000), v oblasti Pěkné byl druh *Spirodela polyrhiza* zaznamenán i v tůni z velké části zastíněné pobřežními vrbovými porosty. Druh *Spirodela polyrhiza* je náročnější na živiny (POTT 1995, DIERSSEN 1996). Tomu odpovídá i soustředěný výskyt společenstva v oblasti Želnavských tůní, kde vyšší koncentrace živin je podmíněna těsným sousedstvím Lipenské údolní nádrže i přítomností intenzivně zemědělsky obhospodařovaných ploch na levobřežních svazích nad říční nivou. V ostatních oligotrofnějších úsecích nivy situovaných výše proti proudu se druh prakticky nevyskytuje. Jedinou výjimkou je tůň pod obcí Pěkná, která se nachází na okraji nivy a s největší pravděpodobností je ovlivněna splachem živin z nedalekých intenzivně obhospodařovaných a hnojených pozemků na údolních svazích.

Společenstvo se v Čechách vyskytuje poměrně hojně v eutrofních až mezotrofních vodách od planárního do montánního stupně. Osidluje stojaté i pomaleji proudící vody (VICHEREK et al. 2000, RYDLO 1999). Na podobných stanovištích se vyskytuje i v oblasti Skandinávie, přičemž souvislý výskyt druhu *Spirodela polyrhiza* zde končí přibližně na 60° severní šířky (DIERSSEN 1996).

***Utricularietum neglectae* Th. Müller et Görs 1960**

Společenstvo se vyskytuje roztroušeně v dolním, jihovýchodním úseku nivy od soutoku Studené a Teplé Vltavy po vodní nádrž Lipno. Výše proti proudu nad soutokem nebyl výskyt společenstva ani druhu *Utricularia australis* zaznamenán (obr. 3a). Společenstvo osidluje zejména středně hluboké až hlubší části tůní v mrtvých ramenech (s hloubkou od 40 cm do 1 m), na dně většinou s bahnitým substrátem ojedinele se štěrkopískem. Velmi často se vyskytuje v kontaktu s břehovými partiemi plovoucích rašelinných ostrůvků (plaurů, sensu RYDLO 1989b). V oblasti Želnavských tůní byl výskyt společenstva zaznamenán i v silně zazemněných částech tůní s aktuální hloubkou vody 2-10 cm. Na těchto stanovištích voda pravděpodobně kolísá v souvislosti s manipulací hladiny v údolní nádrži. Strukturu společenstva určuje dominantní *Utricularia australis*. Z dalších druhů se na stavbě společenstva podílí *Elodea canadensis* nebo od břehů do vodního sloupce vstupující emersní formy *Potentilla palustris* či *Glyceria fluitans*. Často bývá s nízkou pokryvností přítomna *Lemna minor*. Porosty s *Utricularia australis*, osidlující mělké vody v oblasti Želnavských tůní (snímky 156, 158), mají odlišný charakter daný zejména přítomností druhů náročnějších na živiny, jako *Alisma plantago-aquatica* a *Alopecurus aequalis* (tab. 2). V této oblasti byly zaznamenány také bohatě kvetoucí porosty bublinek na bahnitých, povlovných březích tůní, obnažených po předchozím déletrvajícím poklesu vody. Podobně i submersní porosty bublinek v celém sledovaném území v roce 2004 hojně kvetly. Druh *Utricularia australis* se kromě toho v území často vyskytuje i jako složka dalších společenstev, např. v as. *Potametum natantis* nebo *Elodeetum canadensis*. V Čechách se společenstvo vyskytuje roztroušeně po celém území od planárního do submontánního stupně, i když místy pod vlivem silné eutrofizace ustupuje (VICHEREK



Obr. 3a. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

et al. 2000). Místy se masově rozšiřuje v nově napuštěných, neznečištěných nádržích (KRAHULEC et al. 1980). V oreofytiku mimo území Šumavy se druh *Utricularia australis* vyskytuje také v Jihlavských a Žďárských vrších (SLAVÍK 2000). Společenstvo vykazuje atlanti cko-sub atlantické rozšíření (POTT 1995).

***Nitelletum flexilis* Corill. 1957**

Typické ponořené trávníky tvořené dominantním druhem *Nitella flexilis* byly v území zaznamenány jen vzácně ve dvou ramenech v úseku Vltavy nad Mrtvým luhem (obr. 3a). Jedná se o druhově velmi chudá společenstva preferující spíše hlubší tůně (50-100cm) (tab.2). Druh *Nitella flexilis* se kromě toho roztroušeně a s nízkou pokryvností vyskytuje i v dalších společenstvech, zejména v as. *Potametum natantis* nebo *Elodeetum canadensis*.

Rozšíření společenstva v ČR je nedostatečně známé. Vyskytuje se roztroušeně ve vyšších polohách mezofytika, jen řídce v termofytiku (Českolipsko, Křivoklátsko, Třeboňská

Tab. 2. Společenstva tříd *Lemnetea* (*Lemno minoris-Spirodeletum*: snímky 145,151, *Utricularietum neglectae*: snímky 70, 96, 158, 156, 77, 91, 89), *Charetea* (*Nitelletumflexilis*: snímky 34,56) a *Fontinaletum* (*Fontinaletum antipyreticae*: snímky 30, 58, 64, 93).

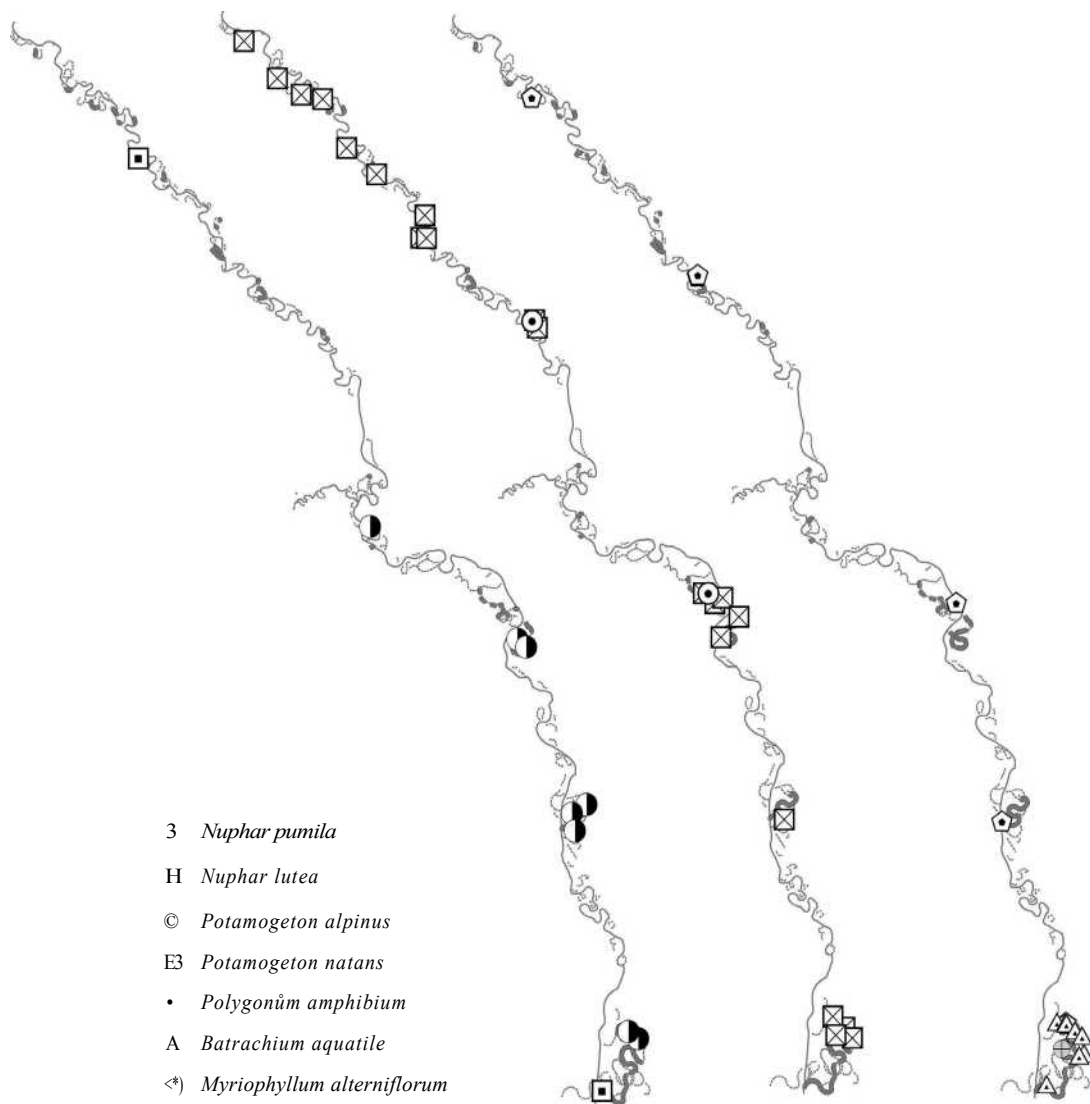
Číslo snímku	145	151	70	96	158	156	91	89	34	56	30	58	64	93
Kód ramene	L26d	L26d2	P20	L24a	L27a	L27a	P23b	P23m	P3	P15	P3	L16	L18	P23o
Datum	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004	3.2004
Plocha snímku (m2)	16	16	16	16	16	16	16	10	10	16	10	10	16	10
Celková pokryvnost (%)	100	100	90	100	95	80	70	95	95	100	80	95	60	80
Hloubka vody (cm)	0-10	?	0-10	0	0	0	0-2	0	?	10	0	0	0	0
Dno	b	P	šp	b	b	b	b	b	b	š	b	š	b, k	k
Počet druhů	3	2	5	4	6	7	4	8	9	2	2	3	5	3
<i>Spirodela polyrhiza</i>	5	5												
<i>Utricularia australis</i>			5	5	5	3	4	1	2					r
<i>Lemna minor</i>	+	+	1	1	+			+	+		1			
<i>Comarum palustre</i>				+			+	+	+					
<i>Glyceria fluitans</i>			+		1	1		+	+					
<i>Alisma plantago-aquatica</i>					1	2								
<i>Alopecurus aequalis</i>					1	4								
<i>Agrostis canina</i>							+	+						
<i>Nitella flexilis</i>									5	5				
<i>Fontinalis antipyretica</i>											5	4	4	5
<i>Elodea canadensis</i>				2			+	1	1					
<i>Wamstorfia fluitans</i>								5						
<i>Callitriche cophocarpa</i>								5						
<i>Sphagnum fallax</i>							2		1					
<i>Menyanthes trifoliata</i>			2											
<i>Juncus bulbosus</i>													2	
<i>Potamogeton natans</i>	+													
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>													1	
<i>Potamogeton alpinus</i>														+
<i>Potamogeton natans</i>	+					+								
<i>Sphagnum flexuosum</i>								1						

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Agrostis stolonifera* 89: +, *Callitriche hamulata* 58: +, *Carex rostrata* 70: +, *Equisetum fluviatile* 30: +, *Galium palustre* 58: r, *Lysimachia thyrsoiflora* 89: r, *Phalaris arundinacea* 156: +, *Potamogeton alpinus* 64: +, *Sparganium erectum* 156: r.

pánev, Českomoravská vrchovina) (MORAVEC et al. 1995). Preferuje hlubší, průhledné, spíše oligotrofní a slabě kyselé vody (POTT 1995, DIERSSEN 1996). Z Dánska a oblasti Skandinávie byly zaznamenány vysoce produktivní porosty v hloubkách až kolem 10 m (NYGAARD 1958, RINTANEN 1982). V oblasti Skandinávie se společenstvo vyskytuje i v mírně tekoucích kyselých vodách (VÖGE 1988).

Fontinaletum antipyreticae Kaiser 1936

Společenstvo se řídce vyskytuje v celém sledovaném úseku vyjma oblasti Želnavských tůní při ústí do nádrže Lipno (obr. 3a). Preferuje části tůní s kamenitým dnem nebo dnem s příměsí hrubšího substrátu v rozdílných hloubkách. Druhově poměrně chudé submersní



Obr. 3b. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

mechové společenstvo, v němž dominantní složku biomasy tvoří *Fontinalis antipyretica* (tab.2). Přítomnost řady dalších druhů, většinou s nízkou pokrývností, je zřejmě do určité míry náhodná a ovlivňuje ji i konkrétní podmínky stanoviště. Druh *Fontinalis antipyretica* může vstupovat jako nepřilíš významná složka i do jiných společenstev. Společenstvo je vázáno především na rychleji proudící vody s kamenitým dnem, ve stojatých vodách se vyskytuje méně často. Snáší i silné zastínění (RYDLO 1999). V oblasti Vltavského luhu se vedle tůní hojně vyskytuje především v řečišti Vltavy (RYDLO 1998a).

***Nymphaeetum albo-luteae nupharetosum* (Tímár 1954) V. Kárpáti 1961**

Zaznamenáno pouze ve dvou ramenech situovaných v SZ části a při JV okraji sledovaného úseku Vltavy (obr. 3b). Druhově velmi chudé společenstvo s dominantním *Nuphar*

lutea, který také tvoří téměř veškerý objem biomasy. Hloubka tůní v místech výskytu společenstva se pohybovala mezi 50-100 cm, dno je tvořeno pískem příp. štěrkopískem (tab. 3). Ještě v roce 1999 byl ve sledovaném území zaznamenán výskyt porostu s *Nuphar lutea* v rameni č. P1 na pravém břehu Vltavy pod obcí Dobrá (obr. 2). V roce 2004 již nebylo možné tento výskyt potvrdit.

Společenstvo se vyskytuje poměrně běžně v nižších teplejších polohách termofytika i mezofytika, ve stojatých i pomalu proudících mezotrofních až eutrofních vodách (RYDLO 1999). V nižších polohách (např. Poděbradsko, Křivoklátsko) bývají porosty řazené do subas. *Nymphaetum albo-luteae nupharetosum* obohaceny o některé teplomilnější druhy, k nimž patří např. *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* nebo *Potamogeton pectinatus*. V oreofytiku se společenstvo objevuje spíše jen roztroušeně, mimo Šumavu např. v oblasti Žďárských a Jihlavských vrchů (SLAVÍK 2000).

***Nupharetum pumilae* Oberdorfer ex. Th. Müller et Görs 1960**

V zájmovém území se společenstvo vyskytuje roztroušeně v úseku od soutoku Teplé a Studené Vltavy po Želnavské tůně (obr. 3b). Vedle dominantního druhu *Nuphar pumila* se pravidelně objevují také *Elodea canadensis* a natantní lemnydy, zejména *Lemna minor*. V území byly zaznamenány porosty s významnějším zastoupením *Utricularia australis*. Porosty *Nuphar pumila* zde osidlují nejčastěji středně hluboké (30-60 cm), nezastíněné nebo jen slabě zastíněné části tůní sbahnitým i písčitým substrátem (tab. 3). *Nuphar pumila* byl v území zaznamenán také jako součást jiných společenstev, nejčastěji as. *Elodeetum canadensis*. Porosty druhů *Nuphar pumila* a *N. lutea* rostou v oblasti Vltavského luhu izolovaně, společný výskyt nebyl v území zaznamenán.

As. *Nupharetum pumilae* představuje v ČR reliktní společenstvo. Českomoravská arela druhu *Nuphar pumila* je jednou z oblastí jeho výskytu mimo dřívější zalednění, kam druh zřejmě pronikl se subarktickou, případně boreální vegetací již v průběhu pleistocénu (SOUKUPOVÁ et al. 1984). Paleobotanické výzkumy (JANKOVSKÁ 1980) dokládají výskyt druhu u Českých Velenic již v pozdním glaciálu přibližně před 12 tisíci lety. To ukazuje na kontinuitu výskytu stulíku malého v jižních Čechách, lze tedy tento druh považovat za glaciální reliktní. Druh se vyskytuje vzácně v mezofytiku a oreofytiku v jižních Čechách, na Českomoravské vrchovině a v Jihlavských vrších. Kříženci s *Nuphar lutea* (*Nuphar x spenneriana*) se často objevují v místech společného výskytu obou druhů (HEJNÝ & SLAVÍK 1988).

***Potametum natantis* Soó 1927**

Hojně se vyskytující společenstvo v celém sledovaném úseku nívy (obr. 3b). Dominantním druhem s největším podílem na objemu biomasy je *Potamogeton natans*, v porostech se často objevují *Elodea canadensis* a *Lemna minor*, méně pak *Sparganium emersum*. V území byly lokálně zaznamenány typy s výrazným podílem *Utricularia australis*, popř. *Spirodela polyrhiza*. Společenstvo se nejčastěji vyskytuje v mělčích až středněhlubokých úsecích tůní (do 50cm) převážně s bahnitým substrátem na dně (tab. 3).

V Čechách dříve běžně rozšířené společenstvo od planárního do submontánního stupně, v poslední době však ustupující, zejména v nižších polohách. V Polabí se vyskytuje již jen

vzácně, prakticky zde vymizelo z přirozených říčních tůní a objevuje se spíše v drobných stojatých vodách antropogenního původu. Společenstvo je vázáno zejména na oligotrofní až mesotrofní vody s bahnitým dnem, snáší i částečné zastínění (RYDLO 1999). Častá přítomnost druhu *Elodea canadensis*, charakteristická pro porosty ve Vltavském luhu, nebyla ve snímkovém materiálu z nižších poloh zaznamenána (RYDLO 1999, 2005).

Polygonetum amphibii (natantis) Soó 1927

V území zaznamenáno pouze maloplošně v oblasti Želnavských tůní, v úseku výrazně ovlivněném vzdušným Lipenské nádrže (obr. 3b). Porosty s dominantním *Polygonum amphibium* porůstaly mělké břehové partie většinou s bahnitým substrátem.

Společenstvo s roztroušeným výskytem v ČR. Představuje iniciální stadia zarůstání oligotrofních až eutrofních vodních nádrží s kolísavým vodním režimem (RYDLO 1999). Druh *Polygonum amphibium* je uváděn i jako indikátor zvýšených koncentrací fosfátů v prostředí (POTT 1995).

Elodeetum canadensis Egglar 1933

Společenstvo se hojně vyskytuje v celé oblasti Vltavského luhu, s výjimkou některých menších izolovaných tůní. Méně časté je také v nejspodnějším jihovýchodním úseku nivy v oblasti Želnavských tůní, jejíž vody jsou již pod vlivem Lipenské nádrže (obr. 3a). Hlavní složkou společenstva je submersní *Elodea canadensis*, v natantní vrstvě bývá pravidelně a většinou s malou pokryvností přítomen druh *Lemna minor*. Z dalších natantních druhů se objevují *Nuphar pumila* a *Potamogeton natans*. V submersní vrstvě byla místy zaznamenána také *Utricularia australis*. Společenstvo se vyskytuje v osluněných i mírně zastíněných tůních, nejčastěji s bahnitým, popř. bahni topí sčím substrátem a rozdílnou hloubkou vody (tab. 4). Druh *Elodea canadensis* se také velmi často vyskytuje jako součást celé řady dalších společenstev vodních makrofyt.

V Čechách je společenstvo rozšířeno od planárního do montánního stupně (RYDLO 1999) s optimem v mezofytiku. Častěji se vyskytuje v drobných vodních tocích, spíše než ve stojatých vodách. Preferuje čisté, průhledné vody, eutrofní až mezotrofní. V poslední době obzvláště v eutrofních vodách expanduje neofyt *Elodea nuttallii* (POTT 1995), tento druh však nebyl dosud ve Vltavském luhu zaznamenán.

Potametum alpini Br.-Bl. 1949

V tůních Vltavského luhu se porosty s *Potamogeton alpinus* vyskytují velmi vzácně (pouze ve dvou tůních, viz obr. 3b) v porovnání s řečištěm Vltavy, kde jsou zastoupeny hojněji. Na struktuře společenstva se dále podílejí zejména *Elodea canadensis* a *Lemna minor*. Druh byl zaznamenán v tůních s bahnitým substrátem v rozpětí hloubek od 20 do 90 cm (tab. 4). Kromě námi zaznamenaných lokalit byl druh *Potamogeton alpinus* v roce 1977 sbírán i v tůni na levém břehu Vltavy 1,3 km ZJZ od Želnavy (leg. S. Kučera, CB), která pravděpodobně odpovídá tůni č. L26 v oblasti Želnavských tůní.

V Čechách dnes již poměrně vzácné společenstvo (RYDLO 1999), roztroušeně se vyskytuje v mezofytiku, v termofytiku již zřejmě vymizelo. Na Šumavě byl druh nedávno nalezen

Tab. 3. Společenstva třídy *Potametea* (*Nymphaetum albo-luteae nupharetosum*: snímky 42, 163, *Nupharetum pumilae*: snímky 73, 105, 125, 121, 104, 107, 111, 103, 113, 115, *Potameteum natantis*: snímky 33,37a, 47, 65, 88, 68, 108, 122, 140, 119, 124B, 109, 28, 130, 44, 87, 27, 80, 84, 86, 29, 55).

Číslo snímku	42	163	73	105	125	121	104	107	111	103	113	115	33	37a	47	65	88	68	108	122	140	119	124b	109	28	130	44	87	27	80	84	86	29	55		
Plocha snímku (m2)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	5	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	10	16	16			
Celková pokryvnost (%)	100	100	100	100	90	70	100	100	70	60	100	60	100	80	95	95	95	80	100	100	100	95	35	100	70	95	70	70	50	90	100	50	20	20		
Hloubka vody (cm)	0	8	0	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	0	0	0	0	8	0	8	8	8	8	8	8	0	8	0	8	0	8	8	0	0	
Dno	š	p	p	b	b	p	b	p	p	b	p	b	p	b	b	p	b	b	p	b	b	p	b	p	b	k	b	b	b	b	b	b	b	b	bb	
Počet druhů	3	2	4	6	8	8	4	5	5	3	5	3	3	2	3	4	5	4	5	6	7	5	7	6	4	6	3	2	4	9	7	3	1	2		
<i>Nuphar lutea</i>	5	5																																		
<i>Nuphar pumila</i>			5	5	5	5	3	4	4	4	3	3	3																							
<i>Potamogeton natans</i>					2								5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	1	4	4	5	4	4	3	3	3	3	2	2	
<i>Elodea canadensis</i>			2	1			1	3	4	3	3	3	3																							
<i>Lemna minor</i>																																				
<i>Spirodela polyrrhiza</i>				2	2																															
<i>Utricularia australis</i>				1	1	3																														
<i>Sparganium emersum</i>				1	1																															
<i>Comarum palustre</i>																																				
<i>Alisma plantago-aquatica</i>																																				
<i>Batrachium aquatile</i>																																				
<i>Nitella flexilis</i>																																				
<i>Carex rostrata</i>	1																																			
<i>Fontinalis antipyretica</i>																																				
<i>Wamstorfia fluitans</i>																																				
<i>Sphagnum fallax</i>																																				
<i>Equisetum fluviatile</i>																																				
<i>Glyceria fluitans</i>																																				
<i>Phalaris arundinacea</i>																																				
<i>Sparganium erectum</i>																																				
<i>Callitriche hamulata</i>																																				

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Alopecurus aequalis* 124b: +, *Callitriche cophocarpa* 113: +, *Myriophyllum alterniflorum* 88: +, *Lysimachia thyrsoiflora* 107: r,

Tab. 4. Společenstva třídy *Potametea* (*Elodeetum canadensis*: snímky 61, 110, 82, 116, 83, 72, 75-76, 101, 69, 25, 35, 135, 99, 94, 98, 97, 100, 66, *Polygonetum amphibii* (*natantis*): snímek 153, *Potametum alpini*: snímky 78-79, *Callitricetum hamulatae*: snímek 85, *Myriophylletum alterniflori*: 137, 32, 57, 138, 118, 31, *Ranunculetum aquatilis*: snímky 136, 120).

Číslo snímku	61	110	82	116	83	72	75	76	101	69	25	35	135	99	94	98	97	100	66	153	78	79	85	137	32	57	138	118	31	136	120			
Kód ramene	L17	L25b	P23j	L25d	P23k	L22	L22	L22	L24b	L19	P1			P3b	L26c	L24a	L24a	L24a					L19	L26d2	P23e	P23e	P23k	L26c	P3	L26c	L26a			
Datum	S	R	S			S	S	S	O					O	O	O	O	O																
Plocha snímku (m2)	16	16	10	16	16	16	16	16	16	1	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16			
Celková pokryvnost (%)						95	100	100	100	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100	90	16	16	40	50	90	100	80	80	50	80	60			
Hloubka vody (cm)	80	100	90	100	100	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o			
Dno						b	b	b	pb	b	šp	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o			
Poččet druhů	bp		b	bp	b	4	3	3	3	4	3		b	b	b	b	b	b		b			2		4	6	5							
	13	6	2	3									5	6	5	4	4																	
<i>Elodea canadensis</i>	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	3	3															
<i>Polygonum amphibium</i>																																		
<i>Potamogeton alpinus</i>																																		
<i>Callitriche hamulata</i>																																		
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>																																		
<i>Batrachium aquatile</i>																																		
<i>Nuphar pumila</i>						1	1																											
<i>Potamogeton natans</i>																																		
<i>Utricularia australis</i>																																		
<i>Sparganium emersum</i>																																		
<i>Lemna minor</i>																																		
<i>Spirodela polyrhiza</i>																																		
<i>Nitella flexilis</i>																																		
<i>Alisma plantago-aquatica</i>																																		
<i>Comarum palustre</i>																																		
<i>Equisetum fluviatile</i>																																		
<i>Carex rostrata</i>																																		
<i>Glyceria fluitans</i>																																		
<i>Fontinalis antipyretica</i>																																		
<i>Callitriche cophocarpa</i>																																		

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Callitriche* sp. 78: +, *Cicuta virosa* 153: +, *Juncus bulbosus* 83: +, *Phalaris arundinacea* 31: r, *Sphagnum* 82: +.

také v drobných tůnkách antropogenního původu (jámy po granátu) ve vojenském výcvikovém prostoru severně od Hornovltavského luhu (VYDROVÁ & PAVLÍČKO 1999). Vyskytuje se v tekoucích i stojatých oligotrofních vodách s dokonalou průhledností, snáší i poměrně velké zastínění. Ve střední Evropě obecně ustupuje v důsledku eutrofizace (POTT 1995).

***Callitricheum hamulatae* Oberdorfer 1970**

V oblasti Vltavského luhu bylo společenstvo zaznamenané pouze v jediné tůni (tab. 5), ačkoli druh *Callitriche hamulata* se občas s nižší pokryvností objevuje i jako složkajiných společenstev vodních makrofyt osidlujících tůně (např. *Elodeetum canadensis*) (viz obr. 3d). Kromě toho je toto druhově velmi chudé společenstvo poměrně hojně zastoupeno v nejrůznějších drobných přítocích i v samotném řečišti Vltavy. V Čechách se společenstvo vyskytuje především v drobných tekoucích vodách v mezofytiku a oreofytiku. Stojaté vody osidluje poměrně zřídka.

***Myriophyllum alterniflori* Steusloff 1939**

Společenstvo se roztroušeně vyskytuje v tůních v celém sledovaném úseku nivy (obr. 3b). Dominantní *Myriophyllum alterniflorum* v submersní vrstvě má většinou nižší pokryvnost. V slaběji vytvořené natantní vrstvě se občas objevují *Lemna minor*, *Potamogeton natans* nebo *Nuphar pumila*. Společenstvo osidluje různě hluboké tůně zpravidla s bahnitým nebo písčitém dnem a snáší i částečné zastínění (tab. 4). Kromě drobných stojatých vod v nivě vytváří hojně porosty v samotném řečišti Vltavy (RYDLO 1998a).

Druh se původně vyskytoval vzácně v oreofytiku a v horních polohách mezofytika, především v tekoucích vodách, řídce v tůních. V současné době již vymizel z Otavy, jezera Laka (ČELAKOVSKÝ 1882a, 1883) a z Českomoravské vrchoviny (CHÁN 1999).

V tekoucích vodách se objevuje již jen na toku Vltavy po Boršov n. Vltavou (RYDLO & VYDROVÁ 2000), v poslední době byl zaznamenán i v Rožnově v Českých Budějovicích (Prach, ústní sdělení).

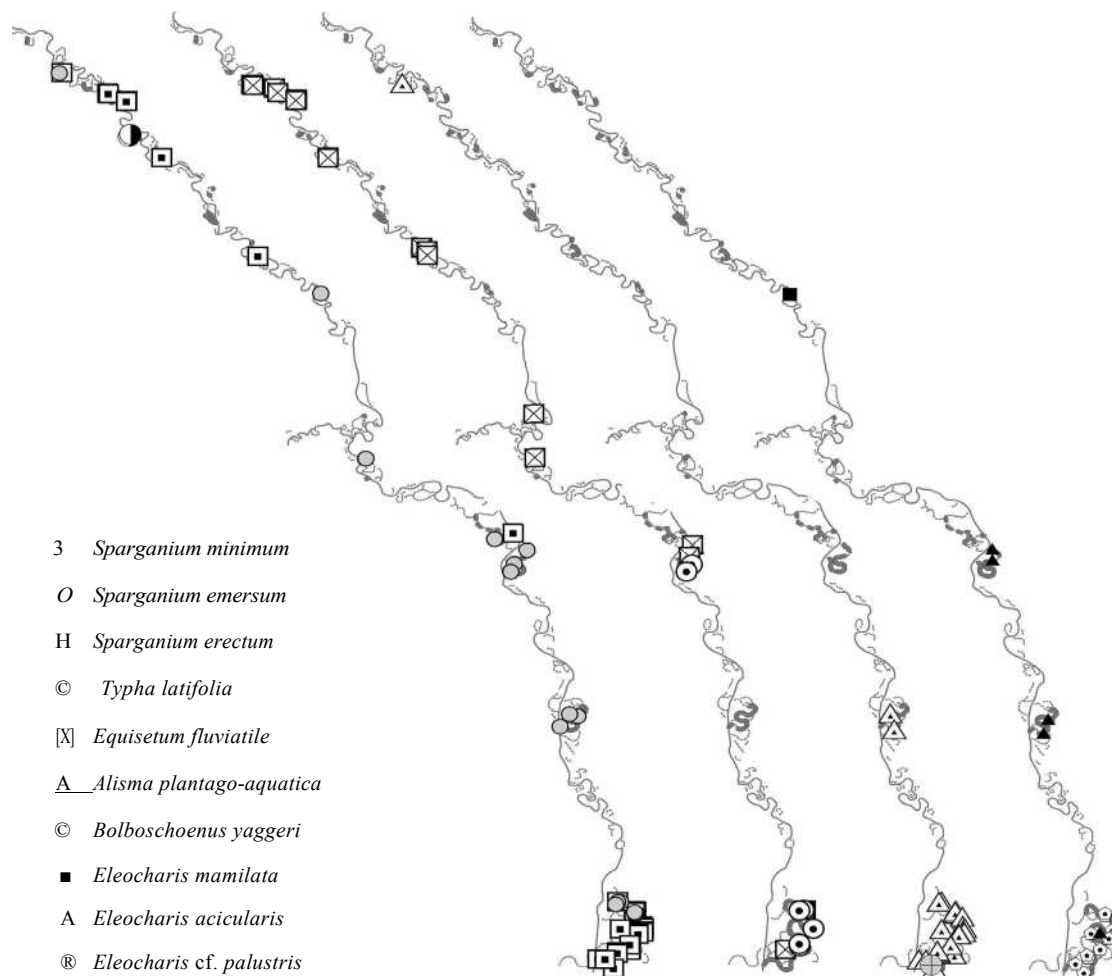
***Ranunculetum aquatilis* Géhu 1961**

V oblasti Vltavského luhu je toto druhově chudé společenstvo (tab. 4) vázáno pouze na oblast Želnavských tůní nad přehradou Lipno (obr. 3b). Zde se vyskytuje spíše v hlubších částech někdejšího, dnes již odstaveného řečiště Vltavy. Druh *Batrachium aquatile* zde vstupuje i do společenstev *Nupharetumpumilae* a *Potametum natantis*.

V Čechách obecně hojně společenstvo vázané na eutrofnější vody v kolinním až submontánním stupni, v humidnějších okrajích na bázemi chudých půdách (MORAVEC 1995).

***Typhetum latifoliae* Lang 1973**

Společenstvo se nepříliš často vyskytuje pouze v oblasti Želnavských tůní (obr. 3c), kde zarůstá mělké deprese v místech někdejších zcela zazemněných mrtvých ramen nebo



Obr. 3c. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

bahnité občas zaplavované břehy dnes již odstaveného řečiště Vltavy. Vedle dominantního druhu *Typha latifolia* bývají v ne plně zapojených porostech lemnidy (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*). Často je s nízkou pokrývností přítomen druh *Galium palustre* (tab. 5). V Čechách běžně rozšířené společenstvo od planárního do montánního stupně (RYDLO 1999).

Mimo popisované společenstvo se druh *Typha latifolia* v oblasti Vltavského luhu vyskytuje i na zrašelinělých plovoucích plauech, které se podílí na zazemňování mrtvých říčních ramen. Zde je součástí atypických ostřicovorašeliníkových společenstev s *Menyanthes trifoliata*, *Carex canescens* a *Peucedanum palustre* pravděpodobně spadajících do sv. *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis* (BUFKOVÁ et al. 2005).

***Sparganietum ramosi* Roll 1938**

Ve sledovaném úseku nivy poměrně hojné společenstvo, osidluje nejčastěji mělké vody (0-50 cm) při bahnitých březích tůní, pravidelně bývá vytvořeno při dolním (po proudu) ústí slepých ramen do řeky (obr. 3c). Dominantou většinou ne plně zapojených porostů

Tab. 5. Společenstva třídy *Phragmito-Magnocaricetea* (*Typhetum latifoliae*: snímky 143, 131, *Sparganium ramosi*: snímky 149, 142, 41, 166, 37b, 162, 50, 29b, 63, *Equisetum limosi*: snímky 38-40, 48, 62, 102, 36, 59).

Číslo snímku	143	131	149	142	41	166	37b	162	50	29b	63	38	39	40	48	62	102	36	59				
Kód ramene	L26d	L26c	L26d2	L26d	L6	L32	P4	L29	L11	P2	L17	L6	L6	L6	L11	L17	L24b	P4	L17				
Datum	°	°	°	°	8	°	8	°	8	8	8	8	8	8	8	°	8	8					
Plocha snímku (m ²)	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16			
Celková pokryvnost (%)	80	80	100	90	80	70	70	90	40	80	15	90	90	100	70	100	50	20	10				
Hloubka vody (cm)	0	g	g	o	g	o	^	°	2	g	ó	o	i	g	o	o	g	o	°	ó	£	o	o

Dno	g g o g o ^ ° 2 g ó o i g o o g o ° ó £ o o																						
Počet druhů	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b	š	b	b	b	b	p	p	š	p
<i>Typha latifolia</i>	4	3						1															
<i>Sparganium erectum</i>	.	.	5	5	5	4	4	3	3	3	2		r										
<i>Equisetum fluviatile</i>	+	.	.	+	.	.	.	+	5	5	5	4	5	2	2	2			
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	2	.	3													
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	+	+	r	1	.	2															
<i>Carex rostrata</i>	.	.	+	+
<i>Eleocharis cf. palustris</i>	.	.	+	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	.	+
<i>Potamogeton natans</i>	3	1
<i>Elodea canadensis</i>
<i>Spirodela polyrhiza</i>	4	.	5	2
<i>Utricularia australis</i>	1
<i>Bidens sp.</i>
<i>Carex gracilis</i>	.	1
<i>Carex vesicaria</i>	1
<i>Cicuta virosa</i>	1	.	+	+
<i>Galium palustre</i>	+	+
<i>Lemna minor</i>	.	1
<i>Solanum dulcamara</i>	.	4

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Alopecurus aequalis* 142: +, *Bidens cernua* 143: +, *Bidens tripartita* 143: +, *Callitriche hamulata* 41: +, *Carduus personata* 131: +, *Potentilla palustris* 62: +, *Epilobium roseum* 131: r, *Filipendula ulmaria* 131: r, *Lycopus europaeus* 143: +, *Lysiamchia thyrsoiflora* 131: +, *Peucedanum palustre* 131: +, *Scutellaria galericulata* 131: +, *Spiraea salicifolia* 131: +, *Calliergon cordifolium* 131: +.

je *Sparganium erectum* subsp. *microcarpum*, z dalších druhů jsou častěji zastoupeny *Alisma plantago-aquatica* a *Glyceria fluitans*. Natantní vrstva je vyvinuta spíše slabě a nepravidelně, v ústích ramen ji tvoří *Potamogeton natans*, při březích tůní v oblasti Želnavských tůní *Spirodela polyrhiza* (tab. 5). V zájmovém území se společenstvo často vyskytuje také v tišinách a při březích recentního řečiště Vltavy.

V Čechách hojně zejména v planárním a kolinním stupni s vazbou na eutrofní stojaté i pomalu proudící vody (RYDLO 1999).

***Equisetum limosi* Egger 1931**

Poměrně hojně se vyskytující společenstvo v celém sledovaném úseku nivy. Porosty jsou obvykle druhově chudé s dominantním druhem *Equisetum fluviatile* při různém celkovém zápoji (tab. 5). Vyskytují se v mělkých zazemňujících partiích tůní s bahnitým dnem, nejčastěji v hloubkách do 30-50 cm. Z dalších druhů bývá v submersní vrstvě

občas zastoupena *Elodea canadensis*. V Čechách dosud poměrně hojné společenstvo oligotrofních až mesotrofních stojatých i mírně proudících vod (RYDLO 1999). V nížinách vzácněji, ustupuje v důsledku eutrofizace (RYDLO 2005).

Tab.6. Společenstva třídy *Phragmito-Magnocaricetea* (*Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis*: snímky 132-133, *Eleocharitetum palustris*: snímky 139, 165, 169, 168, 127, 129, 146, 148, 154, *Alopecuro aequalis-Alismatetum plantaginis-aquaticae*: snímky 141, 155, 164, 157, společenstvo s *Eleocharis mamillata* ssp. *mamillata*: snímek 67, *Glycerietum fluitantis*: snímky 150, 144, 49, 167, 160, 123, 128, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*: snímky 126, 134).

Číslo snímku	132	133	139	165	169	168	127	129	146	148	154	67	141	155	164	157	150	144	49	167	160	123	128	126	134	
Kód ramene	L26c	L26c	L26b	L32	L32	L32	L26b	L26b	L26d	L26d2	L26d2	L19	L26d	L27a	L31	L27a	L26d2	L26d	L11	L32	L28	L26a	L26b	L26b	L26c	
Datum	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		o	o	o	o	o	o		o	o	o	o	o	o	
	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N	C	N
	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
Plocha snímku (m2)	16	16	16	5	16	16	16	16	16	16	16	5	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	
Celková pokryvnost (%)	16	16	10	16	60	60	100	100	90	100	95	90	100	100	90	100	100	90	70	80	95	100	90	16	16	
Hloubka vody (cm)	90	80	50	90																				95	100	
Dno		ci																								
Počet druhů		b	b	b, šp	9	1	8	b	11	bp	7		b											b	11	
<i>Sparganium emersum</i>									1																	
<i>Eleocharis cf. palustris</i>		3																					1			
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		1							4														1			
<i>Glyceria fluitans</i>	1	r	r						+	+		2														
<i>Sparganium erectum</i>																										
<i>Alopecurus aequalis</i>																										
<i>Batrachium aquatile</i>	+	+	+	+	+	+	+		1	+	+	.														
<i>Carex rostrata</i>	1		+	+	5	2		1	2	+	+															
<i>Carex vesicaria</i>		2	2			+	+	2																		
<i>Cicuta virosa</i>																										
<i>Phalaris arundinacea</i>																										
<i>Equisetum fluviatile</i>																										
<i>Lemna minor</i>																										
<i>Spirodela polyrhiza</i>																										
<i>Potamogeton natans</i>																										
<i>Elodea canadensis</i>																										
<i>Eleocharis mamillata</i> subsp. <i>mamillata</i>																										
<i>Lycopus europaeus</i>																										
<i>Solanum dulcamara</i>																										
<i>Typha latifolia</i>																										
<i>Utricularia australis</i>																										
<i>Bidens sp.</i>																										
<i>Callitriche hamulata</i>																										
<i>Galium palustre</i>																										
<i>Epilobium palustre</i>																										
<i>Naumburgia thyrsoflora</i>																										
<i>Warnstorffia fluitans</i>																										
<i>Calliergon cordifolium</i>																										
<i>Sphagnum flexuosum</i>																										

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Bidens cernua* 144: +, *Bidens radiata* 150: +, *Callitriche* sp. 169: +, *Potentilla palustris* 134: +, *Juncus articulatus* 150: +, *Nitella flexilis* 134: +, *Nuphar pumila* 123: +, *Peucedanum palustre* 134: r, *Ranunculus repens* 150: +, *Straminergon stramineum* 134: +.

***Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis* R. Tx. 1953**

Společenstvo se vyskytuje spíše v dolním úseku nivy při okraji Želnavských tůní dále od Lipna. Druh *Sparganium emersum* se však jako minoritní složka jiných cenóz objevuje v celém sledovaném úseku říční nivy (obr. 3c). Porosty s dominantním druhem *Sparganium emersum* jsou většinou ne plně zapojené, z dalších druhů se v nich pravidelně objevují např. *Elodea canadensis* a *Alisma plantago-aquatica*. Osidlují spíše středně hluboké části tůní s bahnitým substrátem na dně (tab. 6). Kromě tůní se *Sparganium emersum* hojně vyskytuje i v řečišti Vltavy.

V Čechách poměrně běžné společenstvo stojatých i proudících vod od planárního do montánního stupně (RYDLO 1999).

***Eleocharitetumpalustris* Ubrizsy 1948**

Druhově bohatší společenstvo se soustředěným výskytem v oblasti Želnavských tůní při jihovýchodním okraji nivy (obr. 3c). Porosty vytvářejí přechody mezi litorální a limnickou fází při bahnitých okrajích tůní a odstaveného starého řečiště Vltavy. Z diagnostických druhů svazu *Oenanthion aquaticae* se na skladbě porostů podílí jen dominantní *Eleocharis palustris* a *Alisma plantago-aquatica*, z ostatní druhů bývají pravidelně přítomny *Sparganium erectum*, *Glyceria fluitans*, v natantní vrstvě pak *Lemna minor* i *Spirodela polyrhiza* (tab. 6).

V Čechách hojně se vyskytující společenstvo od planárního do montánního stupně s vazbou na mělké vody (RYDLO 1999). Často představuje pionýrská nebo náhradní sukcesní stadia vysokých rákosin při zarůstání obnažených bahnitých břehů a zazemněných částí stojatých vod (POTT 1995).

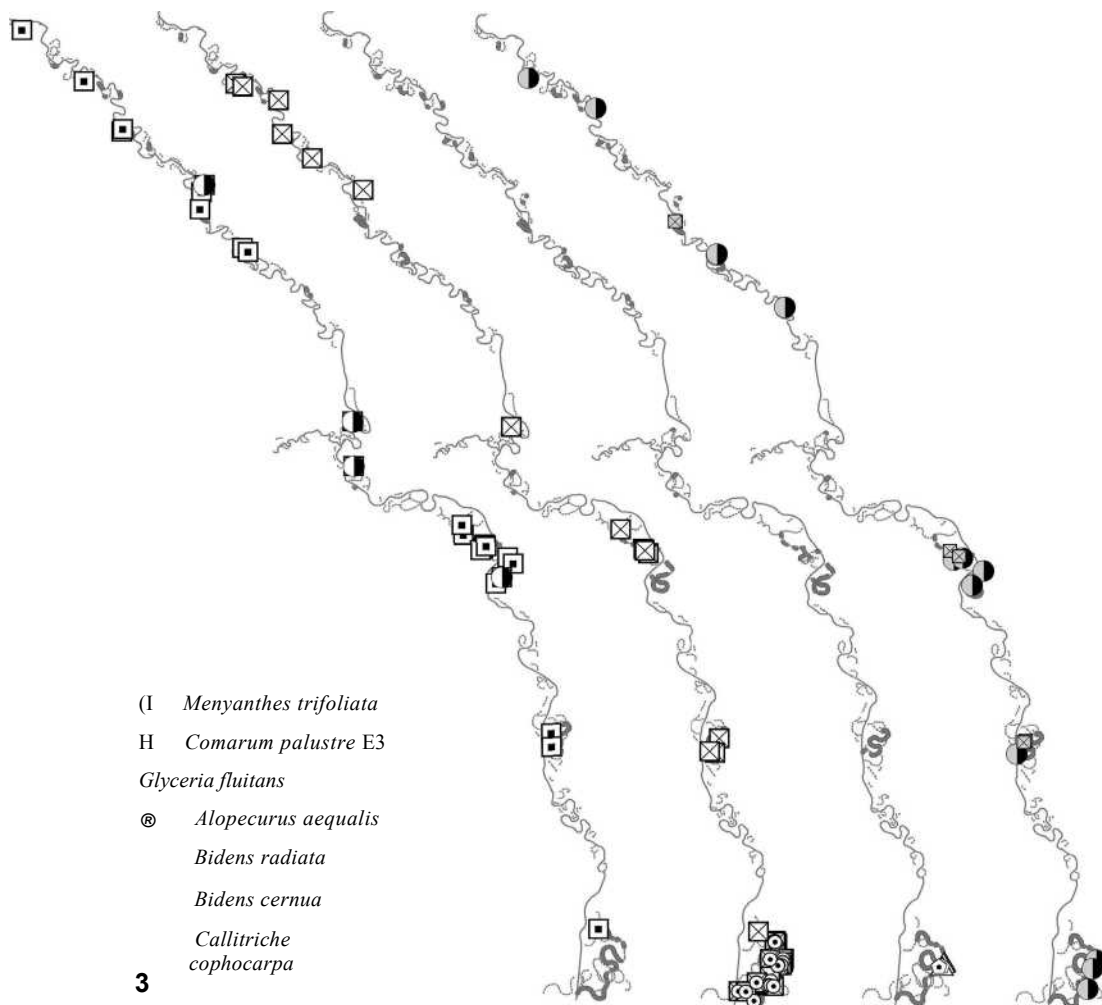
***Alopecuro aequatilis-Alismatetumplantaginis-aquaticae* Bolbrinker 1984**

Společenstvo soustředěno především v oblasti Želnavských tůní, druh *Alisma plantago-aquatica* se však i jako nepřilíš významná složka jiných společenstev řídce vyskytuje i výše proti proudu v horních částech nivy (obr. 3c). V porostech se pravidelně objevuje *Sparganium erectum* a natantní lemnidy (*Lemna minor* i *Spirodela polyrhiza*). Zarůstají mělké vody s hloubkou do 20 cm a bahnitým dnem v zazemněných částech ramen, často při jejich ústí do někdejšího řečiště Vltavy (tab. 6).

Společenstvo se vyskytuje od termofytika hojně po celém území ČR v široké škále trofických podmínek a bez výraznější vazby na typ substrátu.

Společenstvo s *Eleocharis mamillata* subsp. *mamillata*

V Hornovltavském luhu vzácně, nalezeno pouze na jediné lokalitě na levém břehu Vltavy severně od Mrtvého luhu (obr. 3c). Dominantním druhem v porostu je *Eleocharis mamillata* subsp. *mamillata*, s menší pokryvností je zastoupena *Carex rostrata*. Na struktuře porostu se s vysokou pokryvností podílí *Calliargon cordifolium* (tab. 6). Společenstvo se na dané lokalitě vyskytuje v zazemněné části tůně odříznutého říčního meandru.



Obr. 3d. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

***Glycerietumfluitantis* Egger 1933**

Společenstvo bylo zaznamenáno nejčastěji v jihovýchodním spodním úseku nivy, řídce se vyskytuje i výše proti proudu (obr. 3d). Druh *Glyceria fluitans* je přítomen běžně v celém sledovaném území. Z dalších druhů se na skladbě porostů nepravidelně podílejí např. *Phalaris arundinacea*, *Alopecurus aequalis* a *Sparganium erectum* (tab. 6). Společenstvo se běžně vyskytuje v tekoucích vodách (jako břehové porosty podél menších toků) zejména v mezofytiku, v nížinách je vzácnější (MORAVEC 1995).

***Equiseto limosi-Caricetum rostratae* Zumpfe 1929**

Společenstvo hojně se vyskytující v celém úseku nivy. Vedle dominantního druhu *Carex rostrata* se uplatňuje v porostech zejména *Elodea canadensis*, *Lemna minor* a v jihovýchodním cípu nivy také *Cicuta virosa*. Porosty osidlují zejména mělké břehové

partie a zazemněné částí tůní s bahnitým dnem (tab. 6). Kromě zmíněných porostů ze sv. *Caricion rostratae* (*Magnocaricetalia*) se *Carex rostrata* v území často vyskytuje také jako dominantní druh krátkostébelných ostřicovorašeliníkových porostů ze sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* (*Scheuchzerietalia palustris*), které utvářejí plovoucí rašeliníkové plauiry nebo osidlují silně zamokřené nelesní deprese v okolí vrchovišť. Původně v Čechách poměrně hojně, byť maloplošně rozšířené společenstvo od kolinného do montánního stupně. V současné době rychle ustupuje především v důsledku odvodnění a intenzivního zemědělského hospodaření. Hojněji je zachováno především v horských a podhorských oblastech v mezofytiku a oreofytiku (MORAVEC 1995). Společenstvo preferuje zejména oligotrofní kyselé prostředí, často se podílí na utváření litorálního pásma živinami chudých stojatých vod nebo vytváří nízké porosty v silně zamokřených depresích se sníženým odtokem. *Carex rostrata* ovšem patří mezi druhy s širokou ekologickou valencí a může osidlovat i mezotrofní až mírně eutrofní stanoviště. Těžiště výskytu druhu je v boreální zóně, kde bývá významnou složkou společenstev *Magnocaricion* i *Caricion lasiocarpae* (POTT 1995, DIERSSEN 1996, DIERSSEN & DIERSSEN 2001).

Emersní porosty s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*

Společenstvo se poměrně hojně i když maloplošně vyskytuje v celém sledovaném úseku nivy. Pouze v oblasti Želnavských tůní, s výjimkou její nejsevernější části, téměř chybí (obr. 3d). Vytváří charakteristickou 0,5-1,5 m širokou přechodnou zónu mezi okrajem zrašelinělých plaurů a vegetací vodních makrofyt ve vodním sloupci tůní, nejčastěji v hloubce 20-60 cm v partiích s bahnitým, organogenním substrátem na dně. Hlavní složkou společenstva jsou *Potentilla palustris*, případně *Menyanthes trifoliata*, kořenující ve dně a vystupující nad hladinu. V submersní vrstvě bývá pravidelně přítomna *Elodea canadensis*, místy s *Utricularia australis*, *Warnstorfia fluitans* a rašeliníky, v natantní vrstvě *Lemna minor*. Od okraje plaurů vstupují do společenstva *Lysimachia thyrsoflora* a *Galium palustre* (tab. 7).

Obtížně zařaditelné liniové společenstvo, dosud nebylo zřejmě samostatně rozlišováno, rozšíření v ČR nedostatečně známé. Velmi podobný typ cenóz uvádí POTT (1996) jako *Carici-Menyanthetum* Soó 1955 (ze sv. *Magnocaricion elatae*). Toto společenstvo, stejně jako výše zmíněné šumavské typy, vstupuje od břehů do otevřené vody a postupnou sukcesí vytváří více zapojené porosty. Preferuje rašelinné mesotrofní vody. POTT (1996) rovněž diskutuje možnost jejich zařazení jen jako rudimentární společenstva sv. *Caricion lasiocarpae*.

***Cicuto-Caricetum pseudocyperi* Boer et Sissingh in Boer 1942**

Společenstvo roztroušeně se vyskytující pouze v oblasti Želnavských tůní. V porostech dominuje *Cicuta virosa*, z dalších druhů bývají přítomny *Solanum dulcamara*, *Carex rostrata*, *Potamogeton natans*, v natantní vrstvě se *Spirodela polyrhiza* i *Lemna minor* (tab.7). Společenstvo liniově osidluje mělké břehové partie tůní a odstaveného řečiště Vltavy, kde vytváří zónu širokou 0,5-2 m. Kromě toho *Cicuta virosa* v oblasti Želnavských tůní často vyskytuje i v porostech *Carex rostrata* (*Magnocaricetalia*) zarůstajících již zcela zazemněná říční ramena. S ohledem na blízkost Lipenské vodní nádrže lze u všech těchto

Tab.7. Společenstva tříd Phragmito-Magnocaricetea (*Equiseto limosi-Caricetum rostratae*: snímky 126, 134, 128, Společenstvo s *Potentillapalustris aMenyanthes trifoliata*: snímky: 92, 95, 117, 26, 45, 74, 60, 81, 71, 106, 52, *Cicuto-Caricetumpseudocyperi*: snímek 124a), *Utriculariete* (*Sparganietum minimi*: snímky 43, 46, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*: snímky 51, 53b, 54, 52), *Isoëto-Littorelletea* (*Ranunculoflammulae-Juncetum bulbosi*: snímky 90, společenstvo s dominantním druhem *Eleocharis acicularis*: snímky 112, 114), *Bidentetea tripartitae* (*Bidentetum cernui*: snímek 147), *Plantaginetea majoris* (*Rumici crispis-Alopecuretum aequalis*: snímky 159, 152, 161).

Číslo snímku	126	134	128	92	95	117	26	45	74	60	81	71	106	52	124a	43	46	51	53b	54	52	147	90	112	114	159	152	161
Kód ramene	S	S	S																									
Datum	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00
Plocha snímku (m2)	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00
Celková pokryvnost (%)	16	16	16	10	16	16	16	16	16	16	16	16	16	10	10	10	5	16	16	6	10	10	4	10	10	0	16	16
Hloubka vody (cm)	95	100	90	95	100	98	60	80	90	90	100	100	90	100	100	100	90	90	95	100	100	100	90	80	80	90	70	16
Dno	b	b	b																									
Počet druhů	13	11	10																									
<i>Carex rostrata</i>	3	2	5	+	.	.	r	1	2
<i>Comarum palustre</i>		+	.	3	5	5	4	4	4	3	3	3	+	1
<i>Cicuta virosa</i>									1	.	.	4	5	3	1													
<i>Sparganium minimum</i>	3	4	+																									
<i>Utricularia ochroleuca</i>									2																			
<i>Bidens cernua</i>																												
<i>Juncus bulbosus</i>																												
<i>Eleocharis acicularis</i>																												
<i>Alopecurus aequalis</i>																												
<i>Alisma plantago-aquatica</i>		+	.	+
<i>Glyceria fluitans</i>		+	.	.	1
<i>Naumburgia thyrsiflora</i>		1	.	+
<i>Galium palustre</i>		.	1
<i>Agrostis canina</i>																												
<i>Callitriche cophocarpa</i>																												
<i>Elodea canadensis</i>		+	+	+	.	1																						
<i>Potamogeton natans</i>																												
<i>Lemna minor</i>	1	1	1	.	2																							
<i>Utricularia australis</i>	.	+	.	2	2	11																						
<i>Wamstorfia fluitans</i>	1	.	.	.	5	.																						
<i>Sphagnum flexuosum</i>	.	2																						
<i>Calliergon cordifolium</i>	.	1																						

stanovišť předpokládat silné kolísání vodní hladiny v důsledku manipulací s hladinou v nádrži.

Společenstvo se na území ČR vyskytuje od planárního po kolinní stupeň (MORAVEC 1995). Zařazení cenóz z Hornovltavského luhu, ve kterých chybí diagnostické druhy jako *Carex pseudocyperus*, *Menyanthes trifoliata* nebo *Rumex hydrolapathum*, do okruhu as. *Cicuto-Caricetum pseudocyperis* je ovšem diskutabilní. Druh *Cicuta virosa* má v šumavském oreofytiku udáváno výškové maximum svého výskytu (Horní Planá 700 m). Námi zaznamenané lokality byly v nadmořské výšce 725 m.

***Sparganietum minimi* Schaaf 1925**

Velmi vzácně se vyskytující společenstvo, zaznamenané pouze v jediné tůni v severozápadní části Hornovltavského luhu u obce Dobrá (obr. 3c). Porosty se *Sparganium minimum* jsou odtud známy od roku 1992 (RYDLO 1998b). Vedle dominantního *Sparganium minimum* jsou stálou složkou společenstva také submersní *Potamogeton natans* a *Elodea canadensis*, místy i natantní *Lemna minor*.

Porosty zarůstají středněhluboké (60 cm) části tůní s bahnitým a štěrkopísčitém substrátem na dně (tab.7).

Boreálně-subatlantské společenstvo s těžištěm rozšíření v severozápadním Německu (POTT 1996). V České republice poměrně vzácné společenstvo, vyskytuje se v kolinním až submontánním stupni v celém území, v současné době však rychle ustupuje v důsledku odvodnění a vyhrnování rybníků (MORAVEC 1995). V minulosti druh *Sparganium minimum* uváděn rovněž z rybníka Olšina na Šumavě (HOLUB & SKALICKÝ 1959). Druhově poměrně chudé společenstvo, vyznačující se nestálostí ve floristickém složení a nepravidelností výskytu v jednotlivých letech. Preferuje okraje rašelinných vodních nádrží, rybníky a močály, živinami chudé, s oligotrofními až dystrofními vodami a sklonem k zazemňování (SLAVÍK 1969). Z oblasti Skandinávie udáváno jako as. *Sparganio minimi-Utricularietum intermediae* R.Tx. 1937 se severní hranicí rozšíření ve střední boreální zóně ve Finsku. Společenstvo je zde součástí zazemňovací hydrosérie na dystrofních až mesotrofních vodách, velmi často zarůstá jámy po těžbě rašelinišť (DIERSSEN 1996).

Společenstvo s *Utricularia ochroleuca*

Vzácně a maloplošně se vyskytující typ společenstva. Bylo zaznamenané pouze v SZ části území, ve třech tůních v úseku proti proudu nad Mrtvým luhem (obr. 3a). Tůně jsou ve téměř všech případech izolovány od recentního řečiště Vltavy. Společenstvo osidluje hlubší části tůní (s hloubkou 1 m a více), vždy při okraji plovoucích rašelinných ostrůvků. Substrát na dně byl ve většině případů písčité, místy s příměsí drobného štěrku. *Utricularia ochroleuca* nemusí být ve společenstvu vždy dominantním druhem, obvykle však tvoří převážnou část biomasy. Stálou složkou společenstva je dále *Lemna minor*, vyskytující se obvykle s vysokou pokryvností, a *Lysimachia thyrsiflora*, vstupující do vodního sloupce z navazujících rašelinných plaurů, podobně jako *Sphagnum flexuosum* nebo *Menyanthes trifoliata* (tab. 7). Často se vyskytují také *Carex rostrata* a *Potentilla palustris*. Na rozdíl od *Utricularia australis* byla populace *U. ochroleuca* v roce 2004 na všech sublokalitych kompletně sterilní.

V České republice se *Utricularia ochroleuca* vyskytuje vzácně, těžiště výskytu leží na Třeboňsku, kde osidluje rašeliniště na okrajích rybníků. Dále se vyskytuje u Františkových Lázní; na Jestřebském rašeliništi byla pravděpodobně vysazena (SLAVÍK 2000).

***Bidentetum cernui* Kobendza 1948**

V Hornovltavském luhu jen místy na obnažených bahnitých březích odstaveného řečiště Vltavy, pouze v oblasti Želnavských tůní (obr. 3d). Ochuzené společenstvo, vedle dominantního druhu *Bides cernua* byly zaznamenány *Alopecurus aequalis* a *Glyceria fluitans* (tab. 7).

V rámci ČR roztroušeně, hojněji v jihočeských pánvích, na Českomoravské vrchovině a ve Šluknovské pahorkatině (MORAVEC 1995).

***Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi* Oberdorfer 1957**

V území jen řídce se vyskytující společenstvo na bahnitých obnažených březích tůní (tab. 7).

Společenstvo s dominantním druhem *Eleocharis acicularis*

Řídce na bahnitých březích tůní v celém sledovaném úseku nivy (obr. 3c). Druhově bohatší, ne však zcela typické společenstvo, kromě dominantního druhu *Eleocharis acicularis* chybí většina diagnostických druhů sv. *Bidention tripartitae*. Z dalších druhů se pravidelně objevují *Alisma plantago-aquatica*, *Galium palustre*, *Glyceria fluitans*, *Ranunculus flammula*, *Calliargon cordifolium*.

***Rumici crispi-Alopecuretum aequalis* Soó 1947**

Společenstvo zaznamenáno pouze v oblasti Želnavských tůní, kde se objevuje na bahnitých březích tůní i odstaveného řečiště Vltavy, a v zcela zazemněných, dlouhodoběji přeplavovaných částech ramen s mělkou vodou do 20-30 cm (obr. 3d). Vedle dominantní *Alopecurus aequalis* se na stavbě společenstva podílí hlavně *Glyceria fluitans* místy s *Alisma plantago-aquatica*. Společenstvo se hojně vyskytuje na celém území republiky (MORAVEC 1995).

Sukcesní vazby mezi společenstvy při terestrizaci tůní

Celkem bylo v oblasti Hornovltavského luhu rozlišeno a charakterizováno 30 rostlinných společenstev vodních makrofyt a společenstev, jež se účastní prvních fází zazemňování říčních ramen. Z toho osm společenstev se vyskytuje pouze v oblasti Želnavských tůní, které jsou již z větší části pod vlivem Lipenské údolní nádrže a v důsledku toho se vyznačují odlišnými hydrologickými i trofickými poměry. Přehled všech rostlinných druhů, jež se podílejí na utváření zjištěných společenstev a účastní se prvních fází terestrizace lentických a semi-lentických stanovišť ve sledovaném úseku nivy, je uveden v Příloze 1. Celkem

bylo zaznamenáno 63 druhů vyšších rostlin a 8 druhů mechorostů a jeden druh makrofytní řasy.

Schematické znázornění hydrosérie při zazemňování izolovaných tůní spontánně odříznutých meandrů nacházejících se ve sledovaném úseku nivy mimo oblast, která je pod vlivem vzduší Lipenské nádrže, je uvedeno na obr. 4. V prvních fázích terestricizace se uplatňují především společenstva tvořená submersními a natatními druhy vodních makrofyt, v nichž jako nejvýraznější a nejčastější dominanty vystupují zejména *Potamogeton natans*, *Nuphar pumila*, *Elodea canadensis* a *Utricularia australis*. Vzácně jsou tato společenstva utvářena i druhy *Potamogeton alpinus*, *Nitella flexilis* nebo *Utricularia ochroleuca*. Pravidelně je součástí těchto společenstev *Lemna minor*, na celkovém objemu biomasy se však zpravidla podílí jen omezeně. Společenstva této skupiny vodních makrofyt se podílejí na zazemňování tůní ode dna, tedy procesem který je běžný pro terestricizaci spíše mezotrofních a eutrofních stojatých vod.

Některé tůně v Hornovltavském luhu jsou však současně zazemňovány i zarůstáním po hladině, a sice vegetací vytvářející plovoucí ostrůvky zvané plaury. Tyto ostrůvky jsou budovány krátkostébelnými ostřicovorašeliníkovými společenstvy ze sv. *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis*, jejichž strukturu a fyziognomii určují zejména druhy *Carex rostrata*, *C. canescens*, *C. limosa*, *Peucedanum palustre*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Potentilla palustris*, *Sphagnum fallax* a *S. flexuosum*. Vzácněji se tvorby rašelinných plaurů účastní také *Menyanthes trifoliata* nebo *Typha latifolia*. Při okrajích rašelinných plaurů a místy také podél nerašelinných břehů ramen se vytváří charakteristické lemové porosty emersních druhů, v nichž dominují *Potentilla palustris*, případně *Menyanthes trifoliata*. Tyto zpočátku nezapojené a rozvolněné porosty postupným růstem vytváří kompaktnější celek, který pravděpodobně podporuje tvorbu vlastního rašelinného plauru a jeho rozrůstání po hladině tůně. Úlohu společenstva s *Menyanthes trifoliata* v prvních fázích zarůstání vodní hladiny zmiňuje i POTT (1996).

V dalších fázích sukcese, zpravidla po zaplnění tůně množstvím jemných sedimentů a organické hmoty, která se hromadí i pod rašelinnými plaury, vstupují do ostřicovorašeliníkových struktur prvky společenstev vysokých ostřic a rákosin, tvořené zejména druhy *Carex gracilis*, *C. x vratislaviensis*, *C. buekii* a *Phalaris arundinacea*. Ty posléze zarůstají celou plochu zazemněného ramene a vzniká semi-terestrický mokřad. V závěrečných fázích sukcese pak nastupují dřeviny, v první řadě *Salix cinerea* případně *Spiraea salicifolia*, v pozějších fázích i *Salix fragilis* nebo *Alnus incana*.

Kromě toho se podél nerašelinných břehů tůní často vytváří společenstva s dominantními *Carex rostrata* a *Equisetum fluviatile* (*Equiseto limosi*-*Caricetum rostratae*), která tvoří různě široké lemové porosty osidlující mělké vody při březích. Oba typy společenstev také často zarůstají mělké a zřejmě i eutrofnější úseky ramen vyplněné nahromaděnými sedimenty, kde pravděpodobně nebyl dostatečný prostor ani vhodné podmínky tvorby rašelinných plaurů. Často se tak objevují v semi-lentických vodách, jež jsou dosud kontinuálně spojeny s aktivním řečištěm (*backwaters* nebo dolní ústí odříznutého meandru do řeky).

Diskuse

Diverzita společenstev vodních makrofyt v tůních Hornovltavského luhu

Získané výsledky ukazují poměrně bohaté zastoupení společenstev vodních makrofyt a mokřadních společenstev účastnících se zazemnění lentických a semi-lentických biotopů přítomných v území. Celkem bylo zjištěno 30 společenstev účastnících se prvních fází terestricace, k nimž přistupují ještě další společenstva charakteristická pro pokročilejší fáze zazemnění - zejména *Caricetum vesicariae*, *Caricetum gracilis*, *Phalaridetum arundinaceae*, společenstvo s dominantní *Calamagrostis canescens* (BUFKOVÁ et al. 2005). Tento počet představuje přibližně pětinu všech známých společenstev vodních makrofyt (150) vyskytujících se v Čechách. Pro porovnání, v tůních říčních niv nižších poloh jsou celkové počty zaznamenaných společenstev jen o málo vyšší - RYDLO (2005) uvádí například 42 společenstev vodních makrofyt zjištěných v polabských tůních na Poděbradsku a Nymbursku. Poměrně značné rozdíly jsou však patrné v zastoupení typů společenstev a v druhové skladbě společenstev. Rovněž celková druhová diverzita společenstev vodních makrofyt u zachovalých níže položených niv je v porovnání s Hornovltavskou kotlinou situovanou v horské poloze oreofytika nesrovnatelně vyšší (viz kap. 5.3.).

Biotopy říčních ramen s tůněmi významně přispívají k celkové biodiverzitě říčního aluvia. Z celkového počtu 290 druhů vyšších rostlin zjištěných ve sledovaném úseku nivy (BUFKOVÁ et al. 2005, přičemž sumární počet zahrnuje i 12 druhů nově zjištěných při průzkumu ramen) se cca 22 % (63 druhů) vyskytuje v říčních ramenech. Z toho 27 druhů (asi desetina z celkového počtu) je vázáno výhradně na tyto biotopy a mimo ně se v daném úseku nivy nevyskytuje.

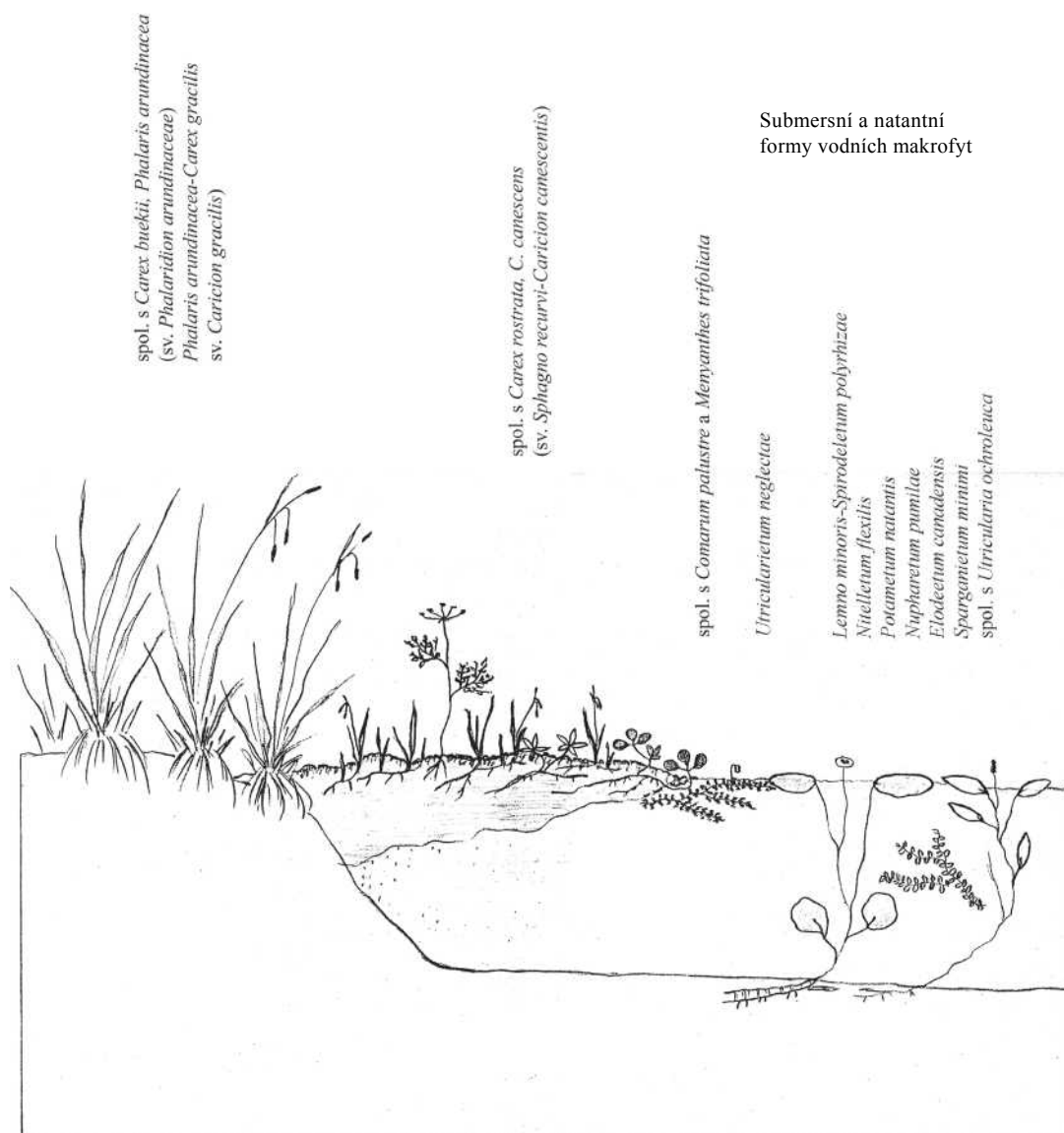
Diverzita mokřadních společenstev a společenstev vodních makrofyt v oblasti Hornovltavského luhu je podmíněna 1) přítomností tůní rozdílného typu a přirozenou dynamikou toku, která umožňuje vznik nových biotopů i „vrácení“ sukcesního vývoje přeplavovaných tůní, 2) geografickou pozicí nivy a přítomností Lipenské nádrže, vlivem čehož se v území potkávají vysloveně horské a oligo/mezotrofní typy vegetace s eutrofními a teplomilnějšími prvky, 3) celkově boreálním charakterem území se specifickými podmínkami pro přetrvání reliktních typů vegetace.

Převážná většina tůní v zájmovém území náleží typu *palaeopotamal* (sensu WARD & STANFORD 1995) (typ M, tab. 1), malý podíl tůní lze pak zařadit do kategorie *parapotamal* (typy B, MU, tab. 1). Biotopy typu *plesiopotamal* se ve sledovaném území nevyskytují. Tůně typu *parapotamal* jsou druhově chudší a nevyskytují se v nich společenstva a druhy, jež jsou méně odolné vůči častým disturbancím (turbulence vody, vliv záplav), a vesměs zde chybí oligotrofnější druhy. V tůních tohoto typu se například nevytváří plovoucí rašelinné plaury ani lemová společenstva s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata* a chybí zde většina submersních a natantních společenstev vodních makrofyt typických pro izolované tůně (viz tab. 1). Výjimkou je společenstvo as. *Potametum natantis*, které se vlivem široké ekologické valence dominantního druhu a jeho odolnosti vůči vlivu záplav (BORNETTE & AMOROS 1991, BORNETTE & LARGE 1995) vyskytuje hojně jak v izolovaných tůních, tak v tůních propojených s aktivním řečištěm. Pro tůně typu *parapotamal* jsou naopak charakteristická společenstva *Sparganietum ramosi* a *Equisetetum limosi*, z nichž

Břehové porosty vysokých ostřic a rákosin

Rašelinný plaur

Submersní a natantní formy vodních makrofyt



Obr. 4. Schematické znázornění zonace společenstev při terestrizaci tůní (mimo zátopovou oblast Lipenské nádrže).

první se na zazemnění izolovaných tůň prakticky nepodílí a druhé jen v omezené míře. Zvláštním typem tůň jsou laterální ramena zjištěná jen na několika místech v nivě, zpravidla v blízkosti aktivního řečiště. Vyznačují se přítomností společenstev rostoucích i v tekoucí vodě a snářejících větší disturbance (*Fontinaletum antipyreticae*, *Myriophylletum alterniflori*) (RYDLO 1998b).

Srovnání diverzity společenstev vodních makrofyt v tůňích a recentním řečišti Vltavy

Větší podíl plochy porostů vodních makrofyt v Hornovltavském luhu se nachází v recentním řečišti Vltavy (RYDLO 1995, 1998b). Celkový počet společenstev zaznamenaných v tůňích je nicméně dvakrát větší než v řece. Typickými společenstvy přizpůsobenými proudící vodě jsou *Myriophylletum alterniflori*, *Callitrichetum hamulatae*, *Potametum alpini* a *Fontinaletum antipyreticae*. Všechna tato společenstva se mohou ojediněle vyskytovat i ve stojaté vodě, zpravidla se však objevují v ramenech nebo v částech ramen, která jsou v kontaktu s řekou nebo jsou častěji ovlivňována záplavami. Pouze společenstvo s dominantním druhem *Fontinalis squamosa*, vyskytující se v Teplé Vltavě výše proti toku (mezi Borovými Lady a Horní Vltavicí), nebylo v tůňích Hornovltavského luhu vůbec zaznamenáno.

Naopak některá společenstva častá v tůňích jsou běžná i v řece při březích, obvykle v úsecích s pomalu proudící vodou. Patří mezi ně např. *Glycerietum fluitantis*, *Equisetum limosi-Caricetum rostratae*, *Equisetetum limosi*, *Sparganietum ramosi* a *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis* (porosty *Sparganium emersum*). Pouze při březích se ve Vltavě vyskytují i společenstva *Potametum natantis* a *Elodeetum canadensis*, přestože v jiných řekách a říčkách v Čechách bývají i v rychle proudící vodě po celé šířce koryta. Jiná společenstva se naproti tomu v pomalu proudících řekách vyskytovat mohou, ale v horní Vltavě na Šumavě nebyla zaznamenána, např. *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae*, *Utricularietum australis*, *Polygonetum amphibii (natantis)* a *Nupharetum pumilae*. *Nitelletum flexilis* se také může vyskytovat i v mírně proudících vodách, jak dokládají údaje o jeho rozšíření ze Skandiávie (DIERSSEN 1996). Mezi společenstva, vázaná svým výskytem pouze na lentické biotopy odstavených ramen, jejichž výskyt je v proudící vodě v Čechách těžko představitelný, patří zejména *Sparganietum minimi*, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*, společenstva s *Menyanthes trifoliata* a *Potentillapalustris*.

Specifika horské nivy na horním toku Vltavy

Slepá a mrtvá říční ramena se obecně vyskytují podél všech řek s výjimkou nejužších údolí. Nejvíce jsou zastoupena v širokých říčních nivách podél větších řek v níže položených oblastech, jež se vyznačují i výraznou horizontální dimenzí a členitým povrchem utvářeným pravidelným režimem záplav (MALANSON 1993, BORNETTE et al. 1998, WARD et al. 2002). V České republice se jedná zejména o říční nivy podél Labe, dolní Vltavy, Orlice, Lužnice, Ploučnice, Odry, Moravy a Dyje (ŠEDA & ŠPONAR 1982, HUSÁK & RYDLO 1985, ČERNOHOUS & HUSÁK 1986, NEVEČERÁL 1993, PRACH et al. 1996, ŠUMBEROVÁ 1999, RYDLO 2005, 2006). V současné době je ovšem většina těchto poříčních oblastí u nás podobně jako i jinde ve střední Evropě výrazně pozměněna dlouhodobým působením člověka.

Eliminace pulsujícího vlivu záplav a postupná izolace říční nivy od vlastní řeky vedlo u většiny říčních niv k potlačení jejich dynamického charakteru a přirozené proměnlivosti a v důsledku toho i k ochuzení diverzity na úrovni stanovišť, biotopů i druhů. Současně byly významně narušeny také ekologické funkce říční nivy v krajině, což se dnes promítá mimo jiné i do problémů s protipovodňovou ochranou.

Niva horní Vltavy je nejrozsáhlejším územím s meandrující řekou v oreofytiku v České republice. Spektrum společenstev vodních makrofyt ve starých říčních ramenech je zde odlišné od niv jiných řek v Čechách a na Moravě, které se nacházejí v mezofytiku a termofytiku. V přirozených nivách níže položených oblastí je diverzita vegetace vodních makrofyt nesrovnatelně vyšší. V současné době však již mnohá ze stanovišť vhodných pro existenci a obnovu společenstev vodních makrofyt v nížinných nivách zanikla, především v důsledku regulací říčních koryt a intenzivního hospodaření. Nové tůně prakticky již nevznikají a stávající tůně podléhají postupné terestrizaci bez možnosti obnovy počátečních stádií hydroserie. Například v Polabí jsou tůně, které vznikly při regulaci, dnes již v pokročilých stádiích sukcese bez zastoupení společenstev svazů *Nymphaeion albae*, *Potamion lucentis* a *Ranunculion aquatilis*. Velmi často jsou přirozená skladba společenstev i jejich sukcese blokovány rybářským hospodařením, které je spojeno s eutrofizací, vyhrnováním tůní a žírem ryb. V takto postižených vodách mnohde přežívají jen velmi chudé porosty *Nuphar lutea* nebo jiných dominantních dobře rostoucích druhů.

Specifickým rysem Hornovltavského luhu jsou zejména společenstva vázaná na kyselou ší, oligotrofní a čisté vody. Významně jsou zde zastoupena společenstva s převládajícím výskytem v severských zemích, případně se subatlanticko-boreálním rozšířením (*Nupharetum pumilae*, *Myriophylletum alterniflori*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*, *Sparganietum minimi*, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*). Celkovou oligotrofií říční nivy a severský ráz vegetace dokládá i způsob zazemňování tůní po hladině plovoucími rašelinnými ostrůvky (plaury) s rašeliníkovo-ostřicovými společenstvy sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Zazemňování po hladině plovoucími rašelinnými ostrůvky je zcela charakteristické zejména pro dystrofní vody rašelinistních jezírek, podobným způsobem ovšem zarůstají i některá oligotrofní jezera (DIERSSEN 1996, ELLENBERG 1996). Pro říční nivy střední Evropy je tento způsob terestrizace odstavených říčních ramen neobvyklý a v odborné literatuře doposud nebyl uváděn.

Společenstva zjištěná v oligotrofních až mírně mezotrofních tůních podél horní Vltavy se v říčních nivách níže položených oblastí pravděpodobně nevyskytovala, ačkoli se mohla místy utvářet v umělých rybnících nebo nádržích s čistou oligotrofní vodou. *Myriophylletum alterniflori* v tůních pravděpodobně jinde než na horní Vltavě v současné době není. V době, kdy *Myriophyllum alterniflorum* rostlo v Otavě, lze předpokládat i jeho výskyt v tůních podél tohoto toku, v minulosti však žádný takový případ zaznamenán nebyl. Porosty společenstva *Nupharetum pumilae* se kromě Hornovltavského luhu dlouhodobě udržují ve vltavské tůni u Nahořan mezi Rožmberkem n. Vltavou a Českým Krumlovem, z minulosti jsou známy i údaje o výskytu v Třeboňské a Budějovické pánvi (CHÁN 1999). *Potametum alpini* je známo kromě proudících vod a umělých nádrží s oligotrofní vodou hlavně z potočních tůní a to hlavně v mezofytiku. V říčních tůních je vzácné (dodávka se vyskytovalo v tůni Orlice na okraji Hradce Králové) (ČERNOHOUS & HUSÁK 1986).

Nicméně i v Hornovltavském luhu se vyskytují některá společenstva typická pro tůň řek v nižších polohách. Jedná se zejména o společenstva vázaná na eutrofnější i mezotrofní vody, přičemž vysloveně eutrofní společenstva jsou soustředěna hlavně do oblasti Želnavských tůň, která je silně ovlivněna vodami z nedaleké Lipenské nádrže a obohacována živinami z okolních zemědělsky obhospodařovaných pozemků. Jedná se například o as. *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* a *Ranunculetum aquatilis*. Naopak společenstva slabě eutrofních až mezotrofních a relativně čistých vod se vyskytují v celém úseku nivy včetně tůň výše po proudu - například as. *Utricularietum neglectae*, *Potametum natantis*, *Elodeetum canadensis*. Je zajímavé, že obě naposled zmíněná společenstva z nížinných tůň v posledních desetiletích téměř vymizela.

Ze svazu *Phragmition communis* v hornovltavských tůňích převažují společenstva *Sparganietum ramosi* a *Equisetetum limosi*. Obě asociace se vyskytují i v nížinných tůňích, nicméně *Equisetetum limosi* jev termofytiku podstatně vzácněj ší než v mezofytiku a oreofytiku. *Sparganietum ramosi* je hojně po celém území ČR, ale ve vyšších polohách převažuje poddruh *Sparganium erectum* subsp. *microcarpum*, v nížinných naopak *S. e.* subsp. *erectum* a *S. e.* subsp. *oocarpum*. Další společenstva svazu *Phragmition communis*, vyskytující se hojně v tůňích v nižších polohách ČR, nebyla v Hornovltavském luhu zaznamenána (*Glycerietum aquatica*, *Acoretum calami*). Jen ojediněle se v oblasti Želnavských tůň objevuje *Typhetum latifoliae*, v litorálu vlastní Lipenské nádrže pak velmi hojně *Phragmitetum communis*. Z ostřicových společenstev je v hornovltavských tůňích nejčastější *Equiseto limosi-Caricetum rostratae* s těžištěm výskytu v boreální zóně (DIERSSEN 1996). V nížinných tůňích to je naopak většinou *Galio palustris-Caricetum ripariae*, *Caricetum acutiformis*, případně *Caricetum gracilis*.

Mezi společenstva, jejichž výskyt by bylo možné v Hornovltavském luhu předpokládat (byť na horní hranici rozšíření), ale nevyskytují se zde, patří zejména *Typhetum angustifoliae*, *Ceratophylletum demersi*, *Nymphaetum candidae*, *Potametum obtusifolii*. Je otázkou, nakolik je jejich absence dána extrémními stanovištními poměry v území. Spektrum společenstev vodních makrofyt, které jsou vázány výhradně na eutrofní tůň v teplých oblastech a jejichž výskyt je v oreofytiku prakticky nemožný, zahrnuje zejména *Trapaetum natantis* - tůň Moravy, *Najadetum marinae* - Labe, *Najadetum minoris* - Odra, *Stratiotetum aloidis*-Morava, Malše, Orlice, Labe, *Hottonietumpalustris* Labe, Morava, Odra, Lužnice, *Hydrocharitetum morsus-ranae* - Labe, Morava, Lužnice, Otava. Zajímavé je rovněž srovnání tůň v Hornovltavské kotlině s vodními biotopy v širším okolí i mimo nivu Vltavy, které zahrnují přirozená (tůň Volarského potoka) i antropogenní stanoviště (rybníky, odkalovací nádrže, jámy po vystřelené munici) (Vydrová & Pavlíčko 1998, Rydlo 2006b). Většina společenstev je společná s vltavskými tůňemi (např. *Potametum natantis*, *Potametum alpini*, *Elodeetum canadensis*, *Ranunculetum aquatilis*, *Typhetum latifoliae*, *Sparganietum ramosi*, *Equisetetum limosi*, *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis*, *Glycerietum fluitantis*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, *Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi*, *Bidentetum cernui*). V okolí Hornovltavského luhu ale bylo zaznamenáno i několik dalších společenstev: *Lemnetum minoris*, *Potametum trichoidis* (ojediněle), *Potametum berchtoldii* (tůň Volarského potoka), společenstvo s dominantním druhem *Callitriche cophocarpa*, *Scirpetum sylvatici*, *Juncetum effusi* a *Ceratophylletum demersi*. Příčina jejich absence v tůňích v nivě Vltavy, s výjimkou as. *Scirpetum sylvatici* a *Juncetum effusi*, které osidlují jiné typy mokřadních stanovišť, zůstává nejasná.

Závěry

Společenstva vodních makrofyt i další články hydroserie při zazemňování slepých ramen zřetelně přispívají k celkové výjimečnosti Vltavského luhu z hlediska biogeografického. Spektrum společenstev zjištěných v oblasti horní Vltavy zahrnuje v první řadě mezotrofní až oligotrofní typy preferující čisté a průhledné vody. Specifickým rysem je zastoupení společenstev s převládajícím výskytem v severských zemích případně se sub atlanti cko-boreálním rozšířením (*Nupharetum pumilae*, *Myriophylletum alterniflori*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*, *Sparganietum minimi*, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*). Celkovou oligotrofií říční nivy a severský ráz vegetace dokládá i způsob zazemňování tůň po hladině plovoucími rašelinnými ostrůvky (plaury) se společenstvy sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Z uvedeného popisu se vymyká jihovýchodní okraj nivy (Želnavské tůně), který je již pod vlivem zátopové oblasti Lipenské nádrže a vyznačuje se odlišnými trofickými i hydrologickými poměry. V této oblasti převládá většina výše zmíněných společenstev chybí a naopak jsou zde soustředěna teplomilnější společenstva typická pro eutrofnější vody.

Biotopy tůň odstavených ramen rovněž významně přispívají k celkové biodiverzitě říčního aluvia. Z celkového počtu vyšších rostlin zjištěných ve sledovaném úseku nivy se cca 22 % (63 druhů) vyskytuje v říčních ramenech. Z toho asi desetina druhů je vázána výhradně na tyto biotopy a mimo ně se v daném úseku nivy nevyskytuje. Mnohé z druhů, které osidlují stojaté vody odstavených ramen, se kromě toho zřejmě nevyskytují jinde na Šumavě (*Utricularia ochroleuca*, *Sparganium minimum*, *Nupharpumila*, *Nitella flexilis*). Vodní a mokřadní vegetace se tak významně podílí i na specifickém charakteru území v rámci samotného šumavského regionu.

Literatura

- ALBRECHT J., 1979: *Inventarizační průzkum SPR Mrtvý luh*. Manuscript, 56 pp. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory).
- AMOROS C., ROUX A. L., REYGROBELLET J. L., BRAVARD J. P. & PAUTOU G., 1987: A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1: 17-36.
- BORNETTE G. & AMOROS C., 1991: Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science*, 2: 497-512.
- BORNETTE G. & LARGE A.R.G., 1995: Groundwater-surface water ecotones at the upstream part of confluences in former river channels. *Hydrobiologia*, 310: 123-137.
- BORNETTE G., AMOROS C., PIEGAY H., TACHET J. & HEIN T., 1998: Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation*, 85: 35-45.
- BUFKOVÁ L., PRACH K. & BASTL M., 2005: Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech republic). *Silva Gabreta, Supplementum*, 2: 1-78.
- CASTELLA E., RICHARDOT-COULET M., ROUX C. & RICHOUX P., 1984: Macroinvertebrates as "describers" of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhone River. *Hydrobiologia*, 119: 219-225.
- COPP G. H., 1989: The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes*, 26: 1-27.
- ČELAKOVSKÝ L., 1882-1894: Resultate der Botanischen Durchforschung Böhmens. *S.-B. Königl. Böhm. Ges. Wiss., Prag, cl. math.-natur.* [inden Jahren 1879-1880, S.-B. 1881: 3-13, 1882a, im Jahre 1882, S.-B. 1883:

34-83, 1883].

- ČERNOHOUS F. & HUSÁK Š., 1986: Macrophyte vegetation of Eastern and North-eastern Bohemia. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 21: 113-161.
- DIERSSEN K., 1996: *Vegetation Nordeuropas*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 840 pp.
- DIERSSEN K. & DIERSSEN B., 2001: *Moore (Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht)*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 230 pp.
- ELLENBERGH., 1996: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ed. 5. Ulmer, Stuttgart, 1059 pp.
- HEJNÝ S. & SLAVÍK B. (eds), 1988: *Květena České socialistické republiky*. 1. Academia, Praha, 557 pp.
- HOLUB J. & SKALICKÝ V., 1961: Floristický příspěvek ke květeně území mezi Hořicemi na Šumavě a Horní Planou. *Preslia*, 33:45-58.
- HOLUBIČKOVÁ B., 1960: Studie o vegetaci blat. I. (Mrtvý luh). *Sborník Vysoké školy Zemědělské*: 129-149.
- HUSÁK Š. & RYDLO J., 1985: Materiály k vodní a mokřadní vegetaci středního Polabí a Kokořínska. *Bohem. Centr.*, 14:41-107.
- CHÁN V., (ed.), 1999: Komentovaný červený seznam květeny jižní části Čech. *Příroda*, 16: 1-284.
- JANKOVSKÁ V., 1980: Paläogeobotanische Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung im Becken Třeboňská pánev während des Spätglazials und Holozäns. *Vegetace ČSSR*, ser. A, 11: 1-152.
- KRAHULEC F., LEPŠ J. & RAUCH O., 1980: Vegetation of the Rozkoš reservoir near Česká Skalice (East Bohemia). 1. The vegetation development during the first five years after its filling. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 15: 321-362.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK J. (eds), 2002: *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha, 927 pp.
- KUČERA J. & VÁŇA J., 2003. Check- and Red List of bryophytes of the Czech Republic. *Preslia*, 75: 193-222.
- LOŽEK V., 2001: Geology. Geomorphology. In: The map of potential natural vegetation of the Šumava National Park, NEUHÄUSLOVÁ, Z. (ed.), *Silva Gabreta, Supplementum* 1: 81-82.
- MALANSON G.P., 1993: *Riparian landscapes*. Cambridge University Press. 296 pp.
- MORAVEC J. (ed.), 1994: *Fytocenologie (nauka o vegetaci)*. Academia, Praha, 404 pp. (in Czech).
- MORAVEC J. (ed.), 1995: Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Ed.2. *Severočeskou Přírodou, Supplementum* 1995: 1-206.
- NEVEČERÁL P., 1993: Vegetace mrtvých ramen ve středním Polabí. Ms., 87 pp. (knihovna Katedry botaniky, PřFUK Praha).
- NYGAARD G., 1958: On the productivity of the bottom vegetation in Lake Grane Langso, Denmark. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 13: 144-155.
- POTT R., 1995: *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Ulmer Stuttgart (Hohenheim), 622pp.
- PRACH K., JENÍK J. & LARGE A. R. G. (eds), 1996: *Floodplain ecology and management. The Lužnice river in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 285 pp.
- QUITT E., 1971: Klimatické oblasti Československa. *Studia Geographica*, 1-74.
- RINTANEN T., 1982: Botanical lake types in Finnish Lapland. *Annales Botanici Fennici*, 19: 247-274.
- RYDLO J., 1995: Vodní makrofyta Horní Vltavy. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 9: 115-128.
- RYDLO J., 1998a: Vodní makrofyta Horní Vltavy v letech 1992 a 1997. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 12: 123-128.
- RYDLO J., 1998b: Tůň u Dobré na Šumavě. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 12: 105-106.
- RYDLO J., 1999: *Vodní vegetace*. In: *Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko, 1. Vývoj krajiny a vegetace, vodní, pobřežní a luční společenstva*, KOLBEK J. et al., AOPAK a BÚ AVČR, Praha, 232 pp.
- RYDLO J., 2005: Vodní makrofyta ve stojatých vodách na Poděbradsku a Nymbursku. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 20: 11-134.
- RYDLO J., 2006a: Vodní makrofyta ve stojatých vodách v oblasti soutoku Labe a Vltavy. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 21: [sub prelo].
- RYDLO J., 2006b: Vodní makrofyta ve stojatých vodách v povodí potoka Jedlového, Volarského, Chlumského a Korunáče na Šumavě. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 21: 127-140.
- RYDLO J. & VYDROVÁ A., 2000: Vodní makrofyta Vltavy mezi Lipnem n. Vlt. a Týnem n. Vlt., *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 14: 137-161.

- SÁDLO J. & BUFKOVÁ I., 2002: Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk. *Preslia*, 74: 67-83.
- SCHREIBERH., 1924: *Moore des Böhmerwaldes und des deutschen Südböhmen*. IV. Sebastianberg, 119 pp.
- SKALICKÝ V., 1972: Fytogeografické vztahy květeny Šumavy a Předšumaví v souvislosti s vývojem středoevropské květeny. *Acta Aecol. Natur. Region*, 1: 65-67 (in Czech).
- SLAVÍK B., 1969: Pozoruhodná lokalita boreálně-subatlantského společenstva *Sparganium minimi* SCHAAF 1925 v Českém ráji. *Preslia*, 41: 191-199.
- SLAVÍK B., 2000: *Květena České republiky 6*, Academia Praha, 770 pp.
- SOUKUPOVÁ L., 1996: Developmental diversity of peatlands in Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, 1: 99-107.
- SOUKUPOVÁ L., TOMŠOVIC P. & HEJNÝ S., 1984: Stulík malý v jihočeských vodách. *Zprávy České Botanické Společnosti, Praha*, 19: 33-40.
- STANFORD J. A. & WARD J. V., 1988: The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335: 64-66.
- SVOBODOVÁ H., SOUKUPOVÁ L. & REILLE M., 2002: Diversified development of mountain mires, Bohemian Forest, Central Europe, in the last 13 000 years. *Quaternary International*, 91: 123-135.
- ŠEDA Z. & ŠPONAR D., 1982: Rostlinná společenstva ve slepých ramenech řeky Moravy. *Folia Fac. Sci. Natur. Univ. Purkyn. Brun., Brno*, 23/4: 3-75.
- ŠINDLAR M. (ed.), 1998: Dynamika a ochrana přirozených ekosystémů vodních toků. Manuscript, nepubl., 203 pp. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory, Kašperské Hory).
- ŠUMBEROVÁ K., 1999: Flóra a vegetace vod a mokřadů v oblasti soutoku Moravy a Dyje. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 13: 33-53.
- van der MAAREL E., 1979: Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39: 97-114.
- VICHEREK J., ŠUMBEROVÁ K. & ŘEHOŘEK V., 2000: *Vegetace*. In: *Flóra a vegetace na soutoku Moravy a Dyje*, VICHEREK J. et al., Masarykova Univerzita Brno. p. 181-289.
- VÖGE M., 1988: Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. *Limnol.*, 19: 89-107.
- VYDROVÁ A. & PAVLÍČKO A., 1999: Vodní makrofyta ve vojenském výcvikovém prostoru Boletice na Šumavě. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 13: 67-92.
- WARD J. V., 1989: The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- WARD J. V. & STANFORD J. A., 1995: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11: 105-119.
- WARD J. V., TOCKNER K. & SCHIEMER F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 125-139.
- WARD J. V. & TOCKNER K., 2001: Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46: 807-819.
- WARD J. V., TOCKNER K., ARSCOTT B. & CLARET C., 2002: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47: 517-539.

Příloha č.1 : Seznam zjištěných druhů

Agrostis canina
Agrostis stolonifera
Alisma plantago-aquatica
Alopecurus aequalis
Batrachium aquatile *
Bidens cernua
Bidens radiata
Bidens sp.
Bidens tripartita
Bolboschoenus yagara *
Callitriche cophocarpa
Callitriche hamulata
Callitriche sp.
Cardamine dentata *
Carex canescens
Carex gracilis
Carex rostrata
Carex vesicaria
Carduus personata
Cicuta virosa
Eleocharis acicularis
Eleocharis mamillata subsp. mamillata
Eleocharis palustris
Elodea canadensis
Epilobium ciliatum
Epilobium palustre
Epilobium roseum
Equisetum fluviatile
Filipendula ulmaria
Galium palustre
Glyceria fluitans
Juncus articulatus
Juncus bulbosus
Lemna minor
Lycopus europaeus
Lysimachia thyrsiflora
Lysimachia vulgaris
Mentha arvensis agg.
Menyanthes trifoliata
Myriophyllum alterniflorum
Nuphar lutea
Nuphar pumila
Peplis portula
Persicaria amphibia
Persicaria hydropiper
Persicaria lapathifolia

Peplis portula
Persicaria amphibia
Persicaria hydropiper
Persicaria lapathifolia
Peucedanum palustre
Phalaris arundinacea
Potamogeton alpinus
Potamogeton natans
Potentilla palustris
Ranunculus flammula
Ranunculus repens
Scutellaria galericulata
Solanum dulcamara
Sparganium emersum
Sparganium erectum subsp. microcarpum
Sparganium minimum
Spiraea salicifolia
Spirodela polyrhiza
Typha latifolia
Utricularia australis
Utricularia ochroleuca

Calliergon cordifolium
Fontinalis antipyretica
Nitella flexilis *
Plagiomnium ellipticum
Sphagnum fallax
Sphagnum flexuosum
Sphagnum riparium
Straminergon stramineum
Warnstorfia fluitans



6.

Výstupy a závěry disertační práce

6.1. Závěry

6.2. Praktická doporučení pro ochranu přírody a management
v oblasti Hornovltavského luhu

6.1 Závěry

Modelové území představuje oligo-mezotrofní typ ploché říční nivy s vysokým stupněm zrašelinění a velkým zastoupením boreomontánních společenstev a druhů. Říční aluvia srovnatelného typu jsou charakteristická zejména pro boreální zónu a ve střední Evropě nebyla dosud detailně studována. Výrazná topografická členitost zahrnující množství odříznutých meandrů, povrchové „*ridge and swale*“ struktury (viz kapitola 2) v ohybech meandrů, agradační valy, apod., je pro horské říční nivy neobvyklá a připomíná geomorfologickou strukturu plochých aluvií v nížinných oblastech.

Studium vazeb mezi vegetací a abiotickým prostředím ukázalo výraznou diferenciaci stanovištních podmínek i bioty podél laterálního gradientu od břehů řeky k okrajům říční nivy. Analýzou dat, s využitím mnohorozměrných metod, byla zjištěna statisticky významná korelace mezi vegetací a následujícími abiotickými proměnnými: vzdálenost od řeky, pH, koncentrace NH_4 a obsah huminových látek v podzemní vodě. V nivě byly zcela zřetelně rozlišeny dvě zóny: a) často a pravidelně zaplavovaná poříční zóna I a b) zóna II (zóna rašeliníšť), která je silně ovlivňována vodou z přilehlých svahů. Charakteristické znaky obou zón jsou shrnuty v Tab. 1.

Tab. 1: Hlavní stanovištní charakteristiky vylíšených zón vyjadřujících laterální gradient abiotických poměrů od říčního toku k okrajům nivy.

	Zóna I (poříční)	Zóna II (zóna rašeliníšť)
Povrchové struktury	členitý povrch	zarovnaný povrch nebo mělké plošné deprese
Převládající typ sedimentace	minerální	rašelininná
Probíhající hydrogeomorfologické procesy	intenzivní	zanedbatelné (mimo úzké potoční nivy laterálních přítoků)
Hladina podzemní vody	silně kolísající	stabilní
Trofie	slabě mezotrofní	oligotrofní

Podobné uspořádání hydrologických zón v oligotrofní říční nivě uvádějí například GRIEVE et al. (1994), WASSEN et al. (1996), WILLBY et al. (1997), kteří navíc rozlišují i úseky ovlivněné vystupující podzemní vodou s vyšším obsahem dvojmocných iontů. Laterální gradient trofických poměrů je v Hornovltavském luhu zřetelně vyjádřen stejně jako u širokých aluvií nížinných poloh, mezní hodnoty gradientu jsou však nižší. Popisovaná zonace také dobře odráží oligo-mezotrofní charakter studované říční nivy s klesajícím gradientem živin ve směru od řeky k okolním svahům, který je v současné době u většiny nížinných niv v oblastech s chudým geologickým podložím setřen plošnou eutrofizací krajiny (NIENHUIS et al. 1998).

Poříční zóna v Hornovltavském luhu podélně sleduje aktivní řečiště a zaujímá přibližně jednu třetinu rozlohy nivy. Zóna rašelinišť je rozsáhlá a zahrnuje zbývající části nivy směrem k přilehlým okolním svahům. Říční nivy s vysokým podílem ombrotrofních rašelinišť a přirozených jehličnatých porostů jsou přitom charakteristické zejména pro boreální zónu (DIERSSEN 1996). V podmínkách střední Evropy se vyskytují jen ojediněle, zpravidla ve výše položených oblastech s chudým geologickým podložím (SUCCOW & JESCHKE 1990, STEINER 1992).

Odlišnost abiotických poměrů v obou vylišených zónách dobře odráží struktura i složení aluviální vegetace. Pro poříční zónu je charakteristickým rysem výrazná heterogenita a jemná horizontální členitost vegetačního krytu, které jsou podmíněny členitým povrchem a mozaikou drobných mikrohabitátů s odlišnými stanovištními poměry. Vegetace je tvořena především porosty vysokých ostřic a rákosin (*Phalaridion arundinaceae*, *Caricion rostratae*, *Caricion gracilis*, *Magnocaricion elatae*, *Phragmition communis*), mokřadními vrbinami (*Salicion cinereae*), pobřežními vrbinami a olšinami (*Salicion albae*, *Alnion incanae*) a společenstvy vodních makrofyt (např. *Nymphaeion albae*, *Utricularion vulgaris*, *Sphagno-Utricularion*). Významné zastoupení zde mají raná stadia sukcese vázaná na nestálé biotopy ovlivňované pravidelným režimem záplav a erozně-akumulačními procesy. Na sekundárně odlesněných plochách vyšších partií mikroreliefu se v minulosti vlivem člověka zformovala vegetace lučního bezlesí (zejména *Molinion*, zčásti též *Alopecurion*, *Calthion*). Pro poříční zónu je typický těsný výskyt společenstev a druhů se zcela odlišnými ekologickými nároky. Klíčovou roli v této mozaice hrají strmé vlhkostní gradienty, projevující se vertikálně v rámci mikroreliefu (deprese, elevace) již v rozmezí několika desítek cm.

Zcela odlišný charakter vegetace byl zaznamenán v případě zóny rašelinišť. Ve vegetačním pokryvu, na rozdíl od dynamické poříční zóny, převládají klimaxová stadia vegetace zahrnující rašelinná společenstva sv. *Sphagnion medii*, *Oxycocco-Empetrium hermaphroditi* a *Piceion excelsae*. Nelesní minerotrofní rašeliniště s vegetací sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* a *Caricion fuscae* jsou vázána především na odlesněné plochy v okolí ombrotrofních vrchovišť. Díky jednotvárným stanovištním podmínkám zaujímají jednotlivé mapované typy vegetace rozsáhlejší plochy a horizontální členitost přirozené vegetace je poměrně nízká. Členitější *pattern* vegetace v zóně rašelinišť zpravidla souvisí s někdejšími antropogenními vlivy (odlesnění, borkování rašeliny, odvodnění). Kromě toho se vertikální vlhkostní gradienty a mozaika maloplošných společenstev projevují na úrovni jemného mikroreliefu rašelinišť (buly, šlenky), kde souvisí s utvářením povrchových struktur vlastní rašelinnou vegetací.

Zaznamenané rozdílné podmínky prostředí i odlišné rozložení vegetace ve zmíněných zónách říční nivy dokládají vysokou míru heterogenity aluviálního prostředí vyjádřenou na mnoha hierarchických úrovních. Odlišné zastoupení i uspořádání struktur a funkčních procesů v obou zónách bylo výsledně zohledněno při stanovení managementu celého území (viz níže).

Výsledky vegetačního i floristického průzkumu dokládají význam Hornovltavského luhu z hlediska biogeografického. Rostlinná společenstva a druhy s těžištěm výskytu v boreální zóně jsou vázány především na množství reliktních biotopů v zóně II (rašeliníště) i v zóně I (vegetace oligotrofních tůní, vysokobylinná vegetace typu reliktních praluk).

Spektrum společenstev zjištěných v lentických a semi-lentických biotopech odstavených říčních ramen v oblasti horní Vltavy zahrnuje v první řadě mezotrofní až oligotrofní typy preferující čisté a průhledné vody. Specifickým rysem je zastoupení společenstev s převládajícím výskytem v severských zemích případně se subatlanticko-boreálním rozšířením. Celkovou oligotrofií říční nivy a severský ráz vegetace dokládá i způsob zazemňování tůní po hladině plovoucími plaury s rašeliníkovo-ostřicovými společenstvy sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Popsaná hydrosérie je typická pro oligotrofní stojaté vody jezer a nádrží avšak v říčních ramenech převážně meso- až eutrofních niv střední Evropy je poměrně vzácná. Pestrost různých sukcesních stádií v rámci hydrosérie při zazemňování odstavených ramen dále potvrzuje fungující dynamické vazby mezi řekou a okolní nivou ve sledovaném území. Zajímavé je srovnání vegetace vodních makrofyt s geomorfologicky podobnými typy říčních niv v nižších polohách. Celkový počet společenstev vodních makrofyt v Hornovltavském luhu je srovnatelný s nivami v nižších polohách, vyšším podílem jsou však zastoupeny oligotrofní až mezotrofní typy vegetace a druhové složení srovnatelných cenóz je v průměru chudší.

Celé území se vyznačuje vysokou druhovou diverzitou (a diverzita) i diverzitou na úrovni biotopů. Vysoká diverzita na úrovni biotopů je charakteristickým znakem zejména poríční zóny I, kde je odrazem členitého mikroreliefu a dynamiky hydrogeomorfologických procesů. Vysoká druhová adiverzita sledovaného úseku říční nivy je podmíněna zejména a) přirozenou heterogenitou a proměnlivostí říční nivy, b) flórogenezí území a střetem rozdílných floristických elementů a c) tradičním hospodařením na druhotně odlesněných plochách. Celkový počet zjištěných druhů vyšších rostlin (290) představuje více než VI všech druhů zjištěných na území Šumavy (bez kritických taxonů). Z toho téměř 28 druhů se na Šumavě mimo oblast Hornovltavského luhu nevyskytuje.

Druhotné odlesnění části ploch říční nivy a tradiční zemědělské technologie významně přispěly k celkovému nárůstu druhové diverzity v území. Z celkového počtu druhů vyšších rostlin zjištěných v říční nivě je více než polovina (52%) svým výskytem vázána výhradně na druhotně zformované luční biotopy. S tím koresponduje i vysoká druhová diverzita vyšších rostlin zaznamenaná u aluviálních luk v poríční zóně I, zatímco diverzita sdružující skupinu vyšších rostlin plus mechorosty je nejvyšší v zóně II. Vysoká diverzita druhů zjištěná v zóně II je pravděpodobně ovlivněna jednak společným hodnocením druhů bylinného a mechového patra, jednak přítomností nelesních minerotrofních rašeliníšť, jež vznikly v důsledku někdejšího odlesnění rašelinných biotopů a většinou byly také extenzivně obhospodařovány (koseny).

Spontánní sukcese na neobhospodařovaných odlesněných plochách je pak v současné době příčinou ochuzení druhové rozmanitosti lučních biotopů a nelesních minerotrofních

rašelinišť. V případě aluviálních luk v zóně I se projevuje především prostřednictvím změn ve složení bylinného patra. Po odeznění disturbancí, působících v minulosti díky tradičnímu hospodaření, dochází na ladem ponechaných plochách k expanzi konkurenčně silných druhů (zejména *Carex brizoides*, *Deschampsia caespitosa*, *Filipendula ulmaria*). Šíření naposled zmíněného druhu, který je zde přirozenou součástí příbřežních vysokobylinných společenstev, je spojeno s lokální eutrofizací minerotrofních rašelinišť sousedících při okrajích nivy s intenzivně obhospodařovanými pozemky na svazích. Expanze dřevin se naproti tomu v nivě uplatňuje hlavně na odlesněných partiích rašelinišť v místech s narušeným vodním režimem (zejména *Betula verrucosa*, *B. pendula*, *Pinus sylvestris*), lokálně pak při březích řeky (*Alnus incana*, *Salix* sp.) a na nejvyšších partiích mikroreliefu (*Pinus sylvestris*, *Betula verrucosa*). Významný podíl sekundárně vzniklého bezlesí na druhové diverzitě území byl zohledněn při stanovení zásad ochrany a managementu studovaného území, ačkoli celkově byl hlavní důraz kladen na ochranu a zachování dynamických procesů a funkčních vazeb podporujících přirozenou heterogenitu a dynamiku říční nivy. V místech, kde přirozené struktury a procesy byly narušeny působením člověka (hydrologické poměry ovlivněné regulací laterálních přítoků a odvodněním), byla navržena jednorázová revitalizační opatření podporující obnovu přirozených vazeb a funkcí (viz. níže).

6.2 Praktická doporučení pro ochranu přírody a management v oblasti Hornovltavského luhu

Zásadní význam Hornovltavského luhu spočívá v zachování přírodních procesů a přirozených funkcí říční nivy v krajině. Řeka zde volně meandruje bez větších regulačních zásahů a území je pod vlivem pravidelných záplav. Říční niva i veškeré procesy, které v ní probíhají, jsou dosud v přímém spojení s dynamikou říčního toku. Hornovltavský luh jako zachovalá říční niva může pojmout velké množství záplavových vod a přispívá tak ke snížení a zpomalení postupu povodňové vlny. Příznivě ovlivňuje vodní režim a funguje jako účinný filtr, který zachycuje živiny i škodlivé látky splavované z povodí. Představuje významné centrum primární i sekundární biodiverzity v území a funguje jako útočiště a migrační cesta pro mnoho druhů rostlin a živočichů. V říčních nivách silně pozměněných člověkem jsou tyto funkce zpravidla potlačeny, neboť vzájemné vazby mezi řekou a okolní nivou jsou narušeny a oba systémy jsou od sebe do značné míry izolovány.

Přes vysokou míru zachovalosti byl sledovaný úsek říční nivy v minulosti poznamenán antropogenními vlivy. Jedná se v prvé řadě o odlesnění části nivy, ke kterému došlo zejména v zóně I, a lokální zásahy do vodního režimu (odvodnění a regulace laterálních přítoků). Lokálně se také projevují vlivy eutrofizace z obhospodařovaných zemědělských pozemků na svazích nad říční nivou. Níže po proudu, již mimo sledované území, je vybudována přehradní nádrž.

Hlavním cílem ochrany říční nivy v oblasti Hornovltavského luhu je:

I/ zachování přirozených ekologických procesů a funkcí říční nivy

II/ zachování stávající vysoké biodiverzity

Z výsledků výzkumů prováděných v říční nivě v rámci disertační práce vyplývá, že pro zachování přírodních procesů a rozmanitosti Hornovltavského luhu musí být splněny dva základní předpoklady:

- v první řadě je nezbytné zachovat přirozenou dynamiku říčního koryta a pravidelný režim záplav, které prostřednictvím hydrogeomorfologických procesů utvářejí různorodé a proměnlivé prostředí v říční nivě.
- druhým zcela zásadním předpokladem je zachování přirozeně nízkého obsahu živin v území, které je podmínkou existence vzácných oligotrofních druhů a společenstev.

Je zřejmé, že při stanovení způsobu ochrany území nelze soustředit pozornost pouze na vlastní říční nivu. Říční nivy jsou typickými otevřenými systémy, což znamená, že jsou silně ovlivňovány tím, co se děje v jejich okolí. Je tedy nezbytné stanovit pravidla pro šetrné využívání území v okolí Hornovltavského luhu a oblastí výše proti proudu tak, aby nedocházelo k narušení a degradaci cenných ekosystémů v nivě. Jedná se zejména o vstupy nadměrného množství živin nebo zásahy do vodního režimu.

Negativní vlivy lokálních zásahů do vodního režimu v území je třeba eliminovat provedením adekvátních revitalizačních opatření. Důsledkem lokálního odvodnění v zóně II je destabilizace vyrovnaného vodního režimu a následná degradace rašeliništních ekosystémů. Na ladem ponechaných odvodněných minerotrofních rašeliništích dochází také k rychlejší expanzi dřevin. Cílem revitalizačních opatření je zvýšení a stabilizace hladiny vody a zastavení degradačních změn (BUFKOVÁ 2006). Revitalizace narušeného vodního režimu je nutné provést v rámci hydrologicky funkčních celků i mimo vlastní říční nivu. Podobný přesah musí mít i revitalizace v současné době napřímených bočních přítoků. Na mnoha místech je dosud zachováno původní koryto potoka, což zásadním způsobem usnadňuje obnovení přirozených poměrů. Zmíněná opatření jsou zpravidla jednorázová a po jejich provedení budou ekosystémy ponechány spontánnímu vývoji.

Zachování oligo-mesotrofního prostředí je třeba řešit stanovením limitů pro zemědělské hospodaření. Lokální eutrofizační vlivy z okolních svahů lze odstranit zrušením ploch orné půdy v těsném sousedství nivy, podporou extenzivně využívaných trvalých travních porostů a stanovením limitů pro hnojení a velikost pasených stád. Ve vlastní říční nivě je nutné vyloučit pastvu a na vybraných úsecích podporovat údržbu kosených luk šetrnými technologiemi (včetně ručního kosení), bez použití hnojiv. Eutrofizace z okolí sídel a

komunální odpady jsou v současné době minoritním problémem.

Hlavním cílem ochrany přírody v území je dále zachovat stávající vysokou diverzitu na úrovni druhů i biotopů/společenstev. V případě tak pestrého a proměnlivého území jakým je říční niva se jedná o poměrně komplikovaný úkol. Biodiverzita je zde dána přítomností primárních (rašeliniště, aluviální mokřady) i sekundárních (luční biotopy) ekosystémů, přičemž obě skupiny v řadě případů vyžadují odlišný přístup k managementu. Navíc přírodní hodnoty Hornovltavského luhu jsou často výsledkem působení protichůdných procesů (spontánní sukcese versus disturbance antropogenního původu - např. v podobě tradičního hospodaření). Obvykle se jedná o rozpor mezi prospíváním a degradací primárních versus druhotných biotopů a druhovou diverzitou, kterou představují. Diverzita různých skupin organismů (vyšší rostliny, mechorosty, ornitofauna, bezobratlí, apod.) se kromě toho rozdílným způsobem mění podél gradientů a v závislosti na typu a intenzitě disturbance antropogenního původu. Typickým příkladem je utváření druhově bohatého lučního bezlesí spojené s odvodňováním a degradací cenných mokřadů nebo vazba druhově bohatých ornitocenóz na sukcesní plochy, jež představují degradační stadia někdejších druhově pestrých luk.

Optimálním řešením je v takovém případě mozaikovitý management, jehož základní matrix je tvořena celistvým územím, které je ponecháno spontánnímu vývoji (podpora přirozené dynamiky, heterogenity a primární biodiverzity). V tomto území jsou pak mozaikovitě a na menších plochách vyčleněny úseky, které je třeba za účelem zachování a podpory sekundární biodiverzity udržovat obnovením disturbance - tedy aktivním managementem. Ten zahrnuje šetrné formy hospodaření simulující tradiční technologie (ruční kosení a kosení lehkou mechanizací), nebo jen udržování nelesních ploch občasnou prořezávkou dřevin. Návrh základního schéma managementových opatření, které vychází z výsledků prováděných výzkumů, ukazuje Příloha 1.

Úseky s navrženým aktivním managementem zahrnují zejména lokality s výskytem rostlinných společenstev klíčových z hlediska zachování sekundární biodiverzity v území. V oblasti Hornovltavského luhu se jedná v první řadě o druhově bohatá společenstva mezických aluviálních luk (převážně ze sv. *Molinion*), která se zde zformovala na terénních elevacích s relativně mělkým půdním profilem a štěrkovým podkladem již v hloubce od 50-60cm pod povrchem. Druhým významným typem jsou společenstva minerotrofních rašelinišť (sv. *Caricion fuscae*, částečně též *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*) na odlesněných plochách v okolí vrchovišť v zóně II. Přednostně byly do managementového režimu zařazeny cenózy se zachovalou druhovou skladbou nebo jen slabě poznamenané degradačními změnami v důsledku absence hospodaření. Prioritou managementu je dále zachování populací vybraných vzácných a ohrožených rostlinných druhů - v území zejména *Dactylorhiza traunsteineri*, *Dianthus superbus*, *Dianthus seguieri*, *Carex lasiocarpa*. Zbývající podíl úseků v managementovém režimu zaujímají většinou vlhké aluviální louky a degradovaná stadia výše zmíněných typů lučních společenstev. Jen malým podílem jsou zastoupeny plochy vysokobylinných niv a na ně vázaných světlomilných druhů (např. *Aconitum callibotryon*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Iris sibirica*), pro

něž je určující udržení nelesního charakteru stanovišť spíše než pravidelné disturbance v podobě kosení.

Výše zmíněné zásady pro ochranu a management území byly v současné době již využity při vymezení bezzásahového území a přípravě nové zonace NP Šumava.



7.

Seznam citované literatury (kapitoly 1 a 6)

- AMOROS C., ROUX A.L., REYGROBELLET J.L., BRAVARD J.P. & PAUTOU G., 1987: A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1: 17-36.
- De BECKER P., HERMY M. & BUTAYE J., 1999: Ecohydrological characterization of a groundwater-fed alluvial floodplain mire. *Applied Vegetation Science*, 2: 215-228.
- BENKE A.C., 1990: A perspective on America's vanishing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 77-78.
- BOON P.J., DAVIES B.R. & PETTS G.E. (eds), 2000: *Global Perspectives on River Conservation. Science, Policy and Practice*. John Wiley & Sons, Chichester. 548 pp.
- BORMANN F.H. & LIKENS G.E., 1979: *Pattern and Process in a Forested Ecosystems*. Springer-Verlag, New York.
- BORNETTE G., HENRY CH., BARRAT M.H. & AMOROS C., 1994: Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic macrophytes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 487-505.
- BORNETTE G., AMOROS C. & LAMOROUX N., 1998a: Aquatic plant diversity in riverine wetlands. *Freshwater Biology*, 39: 267-283.
- BORNETTE G., AMOROS C., PIEGAY H., TACHET J. & HEIN T., 1998b: Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation*, 85: 35-45.
- BOULTON A.J., FINDLAY S., MARMONIER P., STANLEY E.H. & VALETT H.M., 1998: The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 59-81.
- BRAVARD J.P., AMOROS C. & PAUTOU G., 1986: Impact of civil engineering works on the succession of communities in a fluvial system. *Oikos*, 47: 92-111.
- BRUNKE M. & GONSER T., 1997: The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1-33.
- BUFKOVÁ I., (2006): Revitalizace šumavských rašelinišť. *Zprávy České Botanické Společnosti, Praha*, 41, Mater. 21: 181-191.
- CHAPIN D.M., BESCHTA R.L. & SHEN H.W., 2002: Relationships between flood frequencies and riparian plant communities in the upper Klamath Basin, Oregon. *Journal of the American Water Resources Association*, 38: 603-617.
- CHAUVET E. & DÉCAMPS H., 1989: Lateral interactions in a fluvial landscape: the River

- Garone, France. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1): 9-17.
- CHIARELLO E., AMOROS C., PAUTOU G. & JOLION J.M., 1998: Succession modeling of river floodplain landscapes. *Environmental Modelling & Software*, 13: 75-85.
- DAY R.T., KEDDY P.A., MCNEIL J. & CARLETON T., 1988: Fertility and disturbance gradients: A summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology*, 69: 1044-1054.
- DÉCAMPS H. & TABACCHI E., 1994: Species richness in vegetation along river margins. In: *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*, GILLER P.S., HILDREW, A.G. & RAFFAELLI D.G. (eds), Blackwell Sci. Publ., Oxford, pp. 1-20.
- DIERSSEN K., 1996. *Vegetation Nordeuropas*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 840 pp.
- DUELLI P. & OBRIST M.K., 1998: In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation*, 7: 297-309.
- DWIRE K.A., KAUFFMAN J.B., BROOKSHIRE E.N.J. & BAHAM J.E., 2004: Plant biomass and species composition along an environmental gradient in montane riparian meadows. *Oecologia*, 139: 309-317.
- FORMAN R.T.T. & GODRON M., 1981: Patches and structural components for a landscape ecology. *Journal of Biosciences*, 31: 733-740.
- GILBERT, J., STANFORD J.A., DOLE-OLIVIER M.J. & WARD J.V., 1994: Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. In: *Groundwater ecology*, GILBERT, J., DANIELOPOL D.I. & STANFORD J.A. (eds), Academic Press, San Diego, CA. pp. 7-40.
- GILVEAR D. & BRAVARD J.-P., 1996: Geomorphology of temperate rivers. In: *Fluvial Hydrosystems*, PETTS G.E. & AMOROS C. (eds), Chapman & Hall, London. pp. 68-97.
- GODREAU V., BORNETTE G., FROCHOT B., AMOROS C., CASTELLA E., OERTLI B., CHAMBAUD F., OBERTI D. & CRANEY E., 1999: Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodiversity and Conservation*, 8: 839-864.
- GRIEVE I.C., GILVEAR D.G. & BRYANT R.G., 1994: Hydrochemical and water source variations across a floodplain mire, Insh Marshes, Scotland. *Hydrological Processes*, 9: 99-110.
- JANSSON H., BACKX H., BOULTON J., DIXON M., DUDGEON D., HUGHES F.M.R., NAKAMURA K., STANLEY E.H. & TOCKNER K., 2005: Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer *et al.* (2005). *Journal of Applied Ecology*, 42: 218-222.

JUNK W.J., BAYLEY P.B. & SPARKS R.E., 1989: The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.

ILLIES J. & BOTOSANEANU L., 1963: Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 12:1-57.

KALLIOLA R., SALO J., PUHAKKA M., RAJASILTA M., HAEME T., NELLER R.J., RAESAENEN M.E. & DANJOY ARIAS W.A., 1992: Upper Amazon channel migration. *Naturwissenschaften*, 79: 75-79.

KOLLMANN J., VIELIM., EDWARDS P.J., TOCKNER K. & WARD J.V., 1999: Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. *Applied Vegetation Science*, 2: 25-36.

KONDOLF G.M., 1998: Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 39-52.

LARGE A.R.G. & PRACH K., 1998: Floodplain ecology of the regulated River Trent: Implications for rehabilitation. In: *United Kingdom Floodplains*, BAILEY R.G. (ed.) Westbury Publ., Otley, pp. 409-421.

LOCKWOOD L.J. & PIMM S.L., 1999: When does restoration succeed? In: *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*, WEIHER E. & KEDDY P.A. (eds), Cambridge University Press: Cambridge, pp. 363-392.

MALANSON G.P., 1995: *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, 296 pp.

MALARD F., TOCKNER K., DOLE-OLIVIER M.J. & WARD J.V., 2002: A landscape perspective of surface-sub surface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology*, 47: 621-640.

MITSCH W.J. & GOSSELINK J.G., 1986: *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York, 539 pp.

NAIMAN R. J. & DÉCAMPS H. (eds), 1990: The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. *Man and Biosphere Series*, Vol. 4. Unesco-Paris, 259 pp.

NAIMAN R.J. & DÉCAMPS H., 1997: The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.

NAIMAN R.J., DÉCAMPS H. & MCCLAIN M.E., 2005: *Riparia: Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities*. Elsevier, 430 pp.

NIENHUIS P.H., LEUVEN R.S.E.W. & RAGASA M.J. (eds), 1998: *New Concepts for Sustainable Management of River Basins*. Backhuys Publishers, Leiden. 374 pp.

NEWBOLD J.D., MULHOLLAND P.J., ELWOOD J.W. & O'NEILL R.V., 1982: Organic carbon spiralling in stream ecosystems. *Oikos*, 38: 266-272.

NILSSON C., GRELSSON G., JOHANSSON M.E. & SPERENS U., 1989: Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology*, 70: 77-84.

PALMER M.A., HAKENKAMP C.C. & NELSON-BAKER K., 1997: Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 189-202.

PETTS G.E., MOLLER H. & ROUX A.L. (eds), 1989: *Historical Changes of Large Alluvial Rivers, Western Europe*. Wiley, Chichester.

PLANTY-TABACCHI A.M., TABACCHI E., NAIMAN R.J., DeFERRARI C. & DÉCAMPS H., 1996: Invasibility of species rich communities in riparian zones. *Conservation Biology*, 10: 598-607.

POLLOCK M.M., NAIMAN R.J. & HANLEY T.A., 1998: Plant species richness in riparian wetlands: a test of the biodiversity theory. *Ecology*, 79: 94-105.

PRACH K., 1992: Vegetation, microtopography and water table in the Lužnice River floodplain, South Bohemia, Czechoslovakia. *Preslia*, 64: 357-367.

PRACH K., JENÍK J. & LARGE A.R.G. (eds), 1996: *Floodplain Ecology and Management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 285 pp.

ROSS S., GILVEAR D.J., GRIEVE I.C. & WILLBY N., 1998: Hydrochemical-vegetation interaction within Scottish fens. In: *Hydrology in a changing Environment*, volume 1, WHEATHER H. & KIRBY C. (eds), pp. 442-444.

STANFORD J.A. & WARD J.V., 1988: The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335: 64-66.

STANFORD J.A. & WARD J. V., 1993: An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 48-60.

STANFORD J.A., WARD J.V., LISS W.J., FRISSELL C.A., WILLIAMS R.N., LICHTOWICH J.A. & COUTANT C.C., 1996: A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated*

Rivers: Research & Management, 12: 391-413.

STATZNER B. & HIGLER B., 1986: Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.

STATZNER B. & KOHMANN F., 1995: River and stream ecosystems in Austria, Germany and Switzerland. In: *River and Stream Ecosystems*, CUSHING C.E., CUMMINS K.W. & MINSHALL G.W. (eds), Elsevier: Amsterdam. pp. 439-478.

STEINER G.M. 1992: *Österreichischer Moorschutzkatalog*, 4 Aufl., Wien, 509 pp.

STRAŠKRABOVÁ J. & PRACH K., 1998: Five years of restoration of alluvial meadows: A case study from Central Europe. In: *European wet grasslands: Biodiversity, management and restoration*, JOYS CH.B. & WADE M. (eds), John Wiley & Sons Ltd., pp. 297-303.

SUCCOW M. & JESCHKE L., 1990: *Moore in der Landschaft*. Urania-Verlag, Leipzig-Jena-Berlin, 268 pp.

TOCKNER K., 2003: Linking pattern and process along river corridors. In: *Emerging concepts for integrating human and environmental water needs in river basin management*, PETTS G. & KENNEDY B. (eds), London, pp. 14-20.

TOCKNER K. & WARD J.V., 1999: Biodiversity along riparian corridors. *Large Rivers*, 11/3, *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband.*, 115/3: 293-310.

TOCKNER K., MALARD F. & WARD J.V., 2000: An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883.

TOCKNER K. & STANFORD J.A., 2002: Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29: 308-330.

VANNOTE R., MINSHALL G.W., CUMMINS K., SEDELI J. R. & CUSHING C.E., 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

WARD J.V., 1989: The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1): 2-8.

WARD J.V., 1998: Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83: 269-278.

WARD J.V. & STANFORD J.A., 1995a: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 105-119.

WARD J.V. & STANFORD J. A., 1995b: The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 63-75.

WARD J.V., TOCKNER K. & SCHIEMER F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 125-139.

WARD J.V. & TOCKNER K., 2001: Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46: 807-819.

WARD J.V., TOCKNER K., UEHLINGER U. & MALARD F., 2001: Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17: 311-323.

WARD J.V., ROBINSON C.T. & TOCKNER K., 2002a: Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologie*, 28: 443-450.

WARD J.V., TOCKNER K., ARSCOTT D.B. & CLARET C., 2002b: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47: 517-539.

WARD J.V., MALARD F. & TOCKNER K., 2002c: Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. *Landscape Ecology*, 17 (Suppl. 1): 35-45.

WASSEN M. J., 1990: Hydrology, water chemistry and nutrient accumulation in the Bierbza fens and floodplains (Poland). *Wetlands Ecology and Management*, 3: 125-137.

WASSEN M.J., van DIGGELEN R., WOLEJKO L. & VERHOEVEN J.T.A., 1996: A comparison of fens in natural and artificial landscapes. *Vegetatio* 126: 5-26.

WASSEN M. J., PEETERS W.H.M. & VENTERINK H.O., 2003: Patterns in vegetation hydrology, and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. *Plant Ecology*, 165: 27-43.

WILLBY N.J., MURPHY K.J., GILVEARD J., GRIEVE I.C. & PULFORD I.D., 1997: Hydrochemical-vegetation interactions on a Scottish floodplain mire. BHS Occasional Paper (British Hydrological Society), pp. 40-52.

Poděkování

V první řadě děkuji svému školiteli Prof. Karlu Prachovi za všechny cenné rady, celkovou pomoc a trpělivost při zpracování disertační práce. Dále děkuji svým rodičům za pomoc při hlídání potomstva a svému bratrovi za podporu. Také děkuji kolegům ze Správy NP a CHKO Šumava, kteří pomáhali při sběru terénních dat, a všem, kteří se podíleli na zpracování dat a sepsání dílčích publikací, jmenovitě pak hlavně Jiřímu Sádlovi, Marku Bastlovi a Janu Kučerovi. Velký dík patří i Pavlu Šustrovi za pomoc při závěrečné editaci disertační práce pro tisk.

